



Efecto residual del encalado y de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre los diferentes componentes de un sistema silvopastoral establecido con *Pinus radiata* D. Don en Galicia.

Tesis Doctoral

Autora: Rocio Cuiña Cotarelo

Directores: M^a Rosa Mosquera Losada

Antonio Rigueiro Rodríguez

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL



**Efecto residual del encalado y de la fertilización con
lodos de depuradora urbana sobre los diferentes
componentes de un sistema silvopastoral establecido
con *Pinus radiata* D. Don en Galicia**

Tesis Doctoral

Autora: Rocío Cuiña Cotarelo

Dra. Dña. M^a Rosa Mosquera Losada y Dr. D. Antonio Rigueiro Rodríguez como directores de la Tesis Doctoral: **Efecto residual del encalado y de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre los diferentes componentes de un sistema silvopastoral establecido con *Pinus radiata* D. Don en Galicia**. Realizada en el Departamento de Producción Vegetal de la Universidad de Santiago de Compostela, por la Ingeniero de Montes Dña. Rocío Cuiña Cotarelo.

Autorizamos:

La presentación de la citada Tesis Doctoral, dado que consideramos que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Julio de 2011

Fdo. M^a Rosa Mosquera Losada

Fdo. Antonio Rigueiro Rodríguez

AGRADECIMIENTOS

Es el final de una etapa de mi vida la cual estuvo ligada tanto a momentos duros como de satisfacción, por lo que me gustaría:

En primer lugar, agradecer a mis directores Rosa Mosquera Losada y Antonio Rigueiro Rodríguez la dedicación y paciencia que me han demostrado durante todo este tiempo y sin los cuales no hubiese sido posible realizar esta tesis.

Agradecerle a Divina, Teresa, Pablo, Mónica y Javier su ayuda y disponibilidad para poder alcanzar esta meta que muchas veces parecía inalcanzable.

A mi gran amiga Nuria, con la que tanto he reído y llorado durante todos estos años de trabajo.

A Esther, por su ayuda y paciencia a la hora de introducirme en el complejo mundo del carbono, y por sus “broncas” las cuales me han ayudado a madurar.

A mis grandes amigos Tony, Óscar y Carlota, y a mi pandi “Os Cachivaches” por estar siempre disponibles para escucharme y hacerme reír.

A mis dos amores, mis sobrinos Alejandro e Iván, gracias por quererme tanto.

Mi último agradecimiento, y más importante, está dedicado a mi madre y a mi hermana, porque sin ellas no lo hubiese conseguido.

ÍNDICE

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN

ABSTRACT

Página

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	1
2. INTRODUCCIÓN.....	5
2.1 - SISTEMAS AGROFORESTALES	5
2.1.1 AGROSELVICULTURA	5
2.1.2 TIPOS DE SISTEMAS AGROFORESTALES.....	6
2.2- SISTEMAS SILVOPASTORALES	8
2.2.1 DEFINICIÓN Y PRODUCTIVIDAD	8
2.2.2 TIPOS DE SISTEMAS SILVOPASTORALES	10
2.2.3 COMPONENTES DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES	11
2.2.3.1 Componente arbóreo.....	11
2.2.3.2 Componente herbáceo y arbustivo	12
2.2.3.3 Componente animal	14
2.2.4 PRINCIPALES INTERACCIONES ENTRE LOS COMPONENTES DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES.....	16
2.2.4.1 Interacción árbol-pasto	16
2.2.4.2 Interacción árbol-ganado	19
2.2.5 LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES Y EL CLIMA	20
2.2.6 SISTEMAS SILVOPASTORALES EN GALICIA	21
2.2.6.1 Características y selvicultura del <i>Pinus radiata</i> D. Don.....	24
2.2.6.2 Características de los suelos gallegos. Acidez y Encalado.....	26
2.3- FERTILIZACIÓN	29
2.3.1 FERTILIZACIÓN EN SISTEMAS SILVOPASTORALES	29
2.3.1.1 Fertilización orgánica: Lodos de depuradora urbana.....	30
2.3.1.1.1 Efectos de la adición de lodo sobre las propiedades químicas del suelo	34

2.3.1.1.2 Efectos de la adición de lodo sobre el crecimiento del árbol	39
2.3.1.1.3 Efectos de la adición del lodo sobre el crecimiento del pasto	39
2.3.1.1.4 Efectos de la adición del lodo sobre la composición botánica del pasto.....	40
2.4- FIJACIÓN DEL CARBONO.....	40
2.4.1 MERCADO DE CARBONO	44
2.4.2 EL CICLO DEL CARBONO	46
2.4.3 SISTEMAS SILVOPASTORALES: COMPONENTES Y RELACIÓN CON EL CARBONO.....	49
3. MATERIAL Y MÉTODOS	57
3.1- DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ENSAYO.....	57
3.1.1 LOCALIZACIÓN	57
3.1.2 GEOLOGÍA	57
3.1.3 ESTUDIO CLIMÁTICO	58
3.1.3.1 Índices climáticos	59
3.1.3.2 Diagrama ombrotérmico de Gaussen.....	60
3.1.3.3 Balance hídrico	60
3.1.3.4 Diagramas bioclimáticos	62
3.1.3.5 Clasificación climática de Thornthwaite	64
3.1.3.6 Clasificación climática de Allué.....	65
3.1.3.7 Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas	65
3.1.3.8 Diagramas ombrotérmicos de los años del estudio de la tesis.....	66
3.1.4 EDAFOLOGÍA	71
3.2- DISEÑO EXPERIMENTAL.....	72
3.3- MUESTREOS Y MEDICIONES EN EL CAMPO	77
3.3.1 RECOGIDA DE LAS MUESTRAS DE SUELO	77
3.3.2 MEDICIÓN DEL ARBOLADO	77
3.3.3 RECOGIDA DE LAS MUESTRAS DE PASTO	77

3.4- DETERMINACIONES EN LABORATORIO	79
3.4.1 DETERMINACIONES EN SUELO	79
3.4.1.1 pH	79
3.4.1.2 Carbono total y Materia orgánica	79
3.4.1.3 Cationes disponibles por el método del Cloruro bórico.....	79
3.4.1.4 Cationes extraídos por el método Mehlich	79
3.4.1.5 Metales pesados totales.....	80
3.4.2 DETERMINACIONES EN PASTO	80
3.4.2.1 Metales pesados en pasto.....	80
3.4.3 PARÁMETROS EVALUADOS A PARTIR DE LAS MEDICIONES EN CAMPO Y DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS EN EL LABORATORIO.....	81
3.4.3.1 Suelo	81
3.4.3.2 Arbolado	81
3.4.3.3 Pasto.....	82
3.5- BALANCE DE CARBONO	83
3.5.1 DETERMINACIÓN DE CARBONO EN EL ESTRATO ARBÓREO	85
3.5.1.1 Biomasa aérea y radical del estrato arbóreo	85
3.5.1.2 Pinocha	86
3.5.2 DETERMINACIÓN DEL CARBONO EN ESTRATO BIOMASA DEL SOTOBOSQUE	87
3.5.2.1 Contenido de carbono en la parte aérea de la biomasa del sotobosque	87
3.5.2.2 Contenido de carbono en la parte radical de la biomasa del sotobosque	89
3.5.3 DETERMINACIÓN DE CARBONO EN EL COMPONENTE SUELO DEL SISTEMA	90
3.5.3.1 Contenido de carbono acumulado en el suelo	90
3.5.3.2 Pérdidas de carbono en el componente suelo	90
3.5.3.2.1 <i>Estimación de las emisiones directas de N₂O</i> <i>(excluyendo los efectos del pastoreo)</i>	90
3.5.3.2.2 <i>Estimación de las emisiones directas de N₂O</i> <i>procedentes del pastoreo de los animales</i>	91
3.5.3.2.3 <i>Estimación de las emisiones indirectas de N₂O</i>	92

3.5.3.2.4 Estimación de las emisiones de N_2O totales procedentes del componente suelo	94
3.5.4. GANADO	94
3.5.4.1. Estimación de las emisiones de carbono por parte del ganado.....	94
3.5.4.1.1. Cálculos de las emisiones de metano (CH_4).....	95
3.5.4.1.2. Cálculos de las emisiones de N_2O	96
3.6. -ANÁLISIS ESTADÍSTICO	97
 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	 99
4.1.-RESULTADOS EN SUELO	99
4.1.1. pH.....	99
4.1.2. MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO.....	105
4.1.3. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO EFECTIVA (CIC EFECTIVA) EN EL SUELO.....	110
4.1.3.1. Porcentaje de saturación de los elementos de cambio	112
4.1.4. METALES PESADOS EN EL SUELO.....	119
4.1.4.1. Cobre total y extraído por el método Mehlich en el suelo.....	119
4.1.4.2. Zinc total y extraído por el método Mehlich en el suelo	123
4.1.4.3. Metales totales y extraídos por el método Mehlich en el suelo.....	126
4.2. ARBOLADO	131
4.3. RESULTADOS EN PASTO	146
4.3.1 PRODUCCIÓN DE FITOMASA AÉREA TOTAL DEL SOTOBOSQUE Y PRODUCCIÓN POTENCIAL DE PASTO	146
4.3.2 PRODUCCIÓN REAL DE PASTO	158
4.3.3 MUSGO, MATERIAL SENESCENTE Y COMPOSICIÓN BOTÁNICA.....	163
4.3.3.1 Musgo y Material senescente	164
4.3.3.2 Composición botánica	168
4.3.3.2.1 Especies sembradas	168
4.3.3.2.2 Especies espontáneas	172
4.3.4 CONTENIDO DE COBRE EN EL PASTO	180
4.3.5 CONTENIDO DE ZINC EN EL PASTO	184

4.4 CARBONO	185
4.4.1 ESTRATO ARBÓREO	186
4.4.1.1 Biomasa aérea y radical del estrato arbóreo	186
4.4.1.2 Pinocha	191
4.4.1.3 Contenido de carbono total en el estrato arbóreo	193
4.4.2. ESTRATO BIOMASA DEL SOTOBOSQUE	195
4.4.2.1 Biomasa aérea del sotobosque	195
4.4.2.2 Biomasa radical del sotobosque.....	198
4.4.2.3 Contenido de carbono total en la biomasa total del sotobosque (biomasa aérea + biomasa radical fina del árbol y del pasto).....	202
4.4.3 CONTENIDO DE CARBONO EN EL SUELO	205
4.4.4 ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DEL GANADO	210
4.4.4.1 Carga ganadera media del sistema.....	210
4.4.4.2 Emisiones de metano (CH ₄).....	213
4.4.4.3 Emisiones de óxido nitroso (N ₂ O).....	215
4.4.5 ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE N₂O PROCEDENTES DEL SUELO ...	217
4.4.5.1 Emisiones directas de N ₂ O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo)	217
4.4.5.2 Emisiones directas de N ₂ O procedentes del pastoreo de los animales	220
4.4.5.3 Emisiones indirectas de N ₂ O	223
4.4.6. BALANCE FINAL DE CARBONO	225
 5. CONCLUSIONES	 233
6. CONCLUSIONS	237
7. BIBLIOGRAFÍA	241

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE FIGURAS

2. INTRODUCCIÓN

Figura 1	Interacciones entre suelo, pasto, arbolado y animal en un sistema silvopastoral (Etienne 1996).....	8
Figura 2	Curva de crecimiento de pasto por estación. Donde: INV: invierno; PRIM: primavera; VER: verano y OTO: otoño. (Mosquera-Losada <i>et al.</i> 1999b).....	14
Figura 3	Uso del suelo en Galicia (MARM 2007).....	22
Figura 4	Efectos de la aplicación de cal sobre pH y sobre el porcentaje de Al en la capacidad de intercambio catiónico efectiva en suelos de Galicia (Mombiola 1983a).....	27
Figura 5	Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes. La mayor disponibilidad de nutrientes para la planta se da a pH de 7,0 o cerca de la neutralidad, y disminuye considerablemente cuando el pH baja a niveles de 6, tal es el caso de potasio, magnesio, azufre, y molibdeno (Porta <i>et al.</i> 2003).....	37
Figura 6	Evolución del índice de las emisiones brutas totales de gases de efecto invernadero, expresadas en CO ₂ equivalente, desde el año base 1990 hasta el 2008 y el nivel de estabilización de las emisiones al que España se ha comprometido (MARM 2010).....	41
Figura 7	Distribución por gases de las emisiones de España en los años 1990, 2008 y media de los años 2004-2008 (MARM 2010).....	43
Figura 8	Potencial de captación de carbono por la biosfera terrestre. Donde: PPB = Producción Primaria Bruta; PNP = Producción Neta Primaria; PNE = Producción Neta de Ecosistema y PNB = Producción Neta de la Biosfera (IPCC 2000).....	47
Figura 9	Componentes de las emisiones de metano a la atmósfera (%) (MMA 2007a).....	53

3. MATERIAL Y MÉTODOS

Figura 10	Plano de localización del ensayo (E: 1: 25000) (Sixpac 2010).....	57
Figura 11	Mapa geológico de la zona del ensayo en el término municipal de Guitiriz (Lugo) (E: 1:200.000).....	58

Índice de figuras

Figura 12	Diagrama ombrotérmico de Gaussén (T = temperatura media mensual considerando una serie de 10 años, P = Precipitación media mensual considerando una serie de 30 años)....	60
Figura 13	Diagrama bioclimático de la zona de estudio.....	64
Figura 14	Precipitación media mensual (mm) (P_{10}) y temperatura media mensual ($^{\circ}\text{C}$) (T_{10}) de los últimos diez años y precipitación mensual (P) (mm) y temperatura media mensual (T) ($^{\circ}\text{C}$) de los nueve años de estudio evaluados en esta tesis.....	69
Figura 15	Vista aérea de la zona del ensayo (Sixpac 2010).....	74
Figura 16	Esquema empleado para la determinación de la fijación de carbono en las diferentes partes del sistema considerado (Fernández-Núñez 2007).....	84
Figura 17	Sistema de manejo del ganado propuesto.....	87
 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN		
Figura 18	pH del suelo en agua y en KCl en los años 2001, 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	100
Figura 19	Proporción de materia orgánica en el suelo (%) durante los años 2001, 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados, donde CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	105
Figura 20	CIC efectiva (cmol (+) kg ⁻¹) en el suelo durante los años 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados, donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	111

Figura 21	Presencia de los diferentes cationes de cambio (%) según los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009; donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	114
Figura 22	a) Contenido de cobre total, y b) cobre extraído por el método Mehlich (mg kg ⁻¹) en suelo, para cada uno de los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	121
Figura 23	a) Contenido de zinc total, y b) zinc extraído por el método de Mehlich (mg kg ⁻¹) en suelo, para cada uno de los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	124
Figura 24	Contenido de cadmio total en suelo en el año 2004 y contenido de cromo, plomo y níquel total (mg kg ⁻¹) en suelo durante los años 2004 y 2009 en los diferentes tratamientos evaluados en esta experiencia. Donde CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	127
Figura 25	a) Contenido de cromo y de níquel extraído por el método de Mehlich (mg kg ⁻¹) en suelo durante los años 2004 y 2009, respectivamente, y b) Contenido de plomo extraído por el método de Mehlich (mg kg ⁻¹) en suelo, para cada uno de los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	129

Índice de figuras

Figura 26	Porcentaje de marras encontrado en cada uno de los tratamientos aplicados en los años 2000, 2004 y 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	132
Figura 27	Altura (m) y diámetro (cm) del arbolado para cada uno de los tratamientos aplicados en los años 2000, 2004 y 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; h2000 : altura en el año 2000; h2004 : altura en el año 2004; h2008 : altura en el año 2008; d2000 : diámetro basal medido en el año 2000; dn2004 : diámetro normal (1,3m) en el año 2004; dn2008:diámetro normal (1,3m) en el año 2008. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	135
Figura 28	Cobertura arbolada (%) durante los años 2000, 2004 y 2007 en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; *: indica diferencias significativas en ese muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	137
Figura 29	Producción de pinocha (Mg MS ha ⁻¹) y su acumulada (Mg MS ha ⁻¹) durante los nueve años que duró esta experiencia en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	143
Figura 30	Producción de fitomasa aérea total y acumulada del sotobosque y producción potencial de pasto y su acumulada (Mg MS ha ⁻¹) durante los nueve años que duró esta experiencia en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; *: indica diferencias significativas entre tratamientos.....	149

Figura 31	Relación lineal entre la producción de acículas y la producción potencial de pasto (Mg MS ha ⁻¹) y entre la producción de acículas (Mg MS ha ⁻¹) y la altura del arbolado (m) en los diferentes tratamientos evaluados después de la realización de la poda (año 2008). Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril.....	151
Figura 32	Producción de fitomasa aérea total del sotobosque y producción potencial de pasto (Mg MS ha ⁻¹) durante los años 2001, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008 en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	152
Figura 33	Porcentaje de los diferentes componentes que constituyen la fitomasa aérea total del sotobosque durante los años 2004 y 2008 en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	153
Figura 34	Porcentaje de los diferentes componentes de la producción potencial de pasto del año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	154
Figura 35	Producción real de pasto y su acumulada (Mg MS ha ⁻¹) durante los nueve años que duró esta experiencia en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril, y *: indica diferencias significativas entre tratamientos.....	159
Figura 36	Relación entre la cobertura arbolada (%) y la producción potencial y real de pasto (Mg MS ha ⁻¹) durante el periodo 2003-2007.....	162

Índice de figuras

Figura 37	Proporción de musgo y material senescente en cada uno de los cortes realizados, durante los dos años representados (2004 y 2008), para cada uno de los tratamientos aplicados; donde: NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	165
Figura 38	Proporción de especies sembradas en cada uno de los cortes realizados durante los años 2000, 2004 y 2008 para cada uno de los tratamientos aplicados; donde Lp: <i>Lolium perenne</i> L., Tr: <i>Trifolium repens</i> L.; Dg: <i>Dactylis glomerata</i> L.; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Las diferentes letras en columnas indican diferencias significativas de las especies sembradas entre tratamientos.....	169
Figura 39	Proporción de especies espontáneas (herbáceas) en cada uno de los cortes realizados durante los años 2000, 2004 y 2008 para cada uno de los tratamientos aplicados; donde: Taraxacum: <i>Taraxacum officinale</i> Weber.; Pseu: <i>Pseudarrenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy.; Agrostis spp: <i>Agrostis curtissii</i> L. + <i>Agrostis capillaris</i> L.+ <i>Agrostis stolonifera</i> L.; Holcus spp: <i>Holcus mollis</i> L. + <i>Holcus lanatus</i> L.; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	173
Figura 40	Proporción de especies arbustivas en cada uno de los cortes realizados durante los años 2000, 2004 y 2008 para cada uno de los tratamientos aplicados; donde: <i>Erica</i> spp: <i>Erica cinerea</i> L.+ <i>Erica umbellata</i> L.; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.....	179
Figura 41	Contenido de carbono almacenado (Mg C ha ⁻¹) en la biomasa radical del sotobosque, en las diferentes profundidades de muestreo (25, 50, 75 y 100 cm) durante el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg N total ha ⁻¹); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg N total ha ⁻¹); NF: tratamiento control.....	199

Figura 42	Contenido total de carbono (Mg C ha^{-1}) en la biomasa aérea y radical del sotobosque obtenida en los diferentes tratamientos estudiados durante el año 2008, donde: dosis bajas: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); dosis altas: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado.....	203
Figura 43	Porcentaje de carbono edáfico a diferentes profundidades (25, 50, 75 y 100 cm) durante el año 2010. Donde: B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha^{-1} de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento de control o No Fertilización; DB: media de las dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas; DA: media de las dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	206
Figura 44	Porcentaje de contribución de los diferentes componentes del sistema silvopastoral al balance final de carbono en cada tratamiento evaluado durante el periodo 2000-2008. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 ; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento control; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	229

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE TABLAS**2. INTRODUCCIÓN**

Tabla 1	Clasificación de los sistemas agroforestales (Nair 1985; Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002).....	6
Tabla 2	Principales prácticas agroforestales en Europa (Nair 1994; Alavalapati y Nair 2001; Nair y Nair 2002, Nair 2004 y Alavalapati <i>et al.</i> 2004).....	7
Tabla 3	Concentración máxima de metales pesados en suelos susceptibles de ser fertilizados con lodos (BOE 1990).....	33
Tabla 4	Concentración máxima de metales pesados en lodos destinados a uso agrícola o forestal (BOE 1990).....	33
Tabla 5	Valores límite de incorporación de metales pesados en suelos basándose en una media de 10 años (BOE 1990).....	34
Tabla 6	Media de las concentraciones de carbono (mg gr^{-1}) en los diferentes componentes de <i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus radiata</i> , <i>Eucalyptus globulus</i> y <i>Quercus robur</i> (Balboa 2005).....	50

3. MATERIAL Y MÉTODOS

Tabla 7	Evapotranspiración potencial de la zona de estudio. Donde: k: constante bioclimática; Tm: temperatura media mensual de los últimos 10 años ($^{\circ}\text{C}$); Pm: precipitación media mensual de los últimos 10 años (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); e: evapotranspiración residual (mm).....	61
Tabla 8	Balance hídrico de la zona de estudio. Donde: Pm: precipitación media mensual (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); D: disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).....	62
Tabla 9	Coefficiente de pluviosidad (Cp) e intensidades bioclimáticas (ubc) potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales de la zona de estudio.....	63

Índice de tablas

Tabla 10	pH en agua (ph (agua)) y en KCl (pH KCl), relación carbono/nitrógeno (C/N), porcentajes de materia orgánica (MO), N, P total y contenido de K, Ca, Mg, Na y Al asimilables en BaCl ₂ y CIC efectiva en el suelo al comienzo del ensayo (año 1999).....	71
Tabla 11	Concentración inicial en el suelo y concentración máxima de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) (mg kg ⁻¹ de materia seca) según la legislación europea (Directiva 86/278), española (RD. 1310/1990) y las modificaciones que propone la U.E a través del “Working document on Sludge 3rd draft” (2000).....	72
Tabla 12	Diferentes tratamientos aplicados en este estudio.....	73
Tabla 13	Propiedades químicas de los lodos aplicados en este ensayo, así como los límites establecidos por la Directiva Europea 86/278 y el RD 1310/1990, y las modificaciones propuestas por la UE a través del “Working document on Sludge 3rd draft” (2000). El rango superior y el rango inferior del intervalo representan los límites establecido por la legislación para la aplicación de lodos en suelos ácidos y básicos respectivamente.....	75
Tabla 14	Cantidades aportadas (kg ha ⁻¹ año ⁻¹) en las aplicaciones de lodo para cada uno de los elementos en ambas dosis y los valores máximos permitidos por la normativa española (RD 1310/1990) para una media de 10 años.....	76
Tabla 15	Calendario de actuaciones llevadas a cabo durante toda la experiencia.....	76
Tabla 16	Calendario de muestreos llevados a cabo en el campo en las diferentes parcelas estudiadas desde la instalación de la experiencia hasta el último año de estudio de esta tesis.....	78
Tabla 17	Valores de los parámetros a y b , de la función $Y = CF * A * d^b$, del coeficiente de determinación ajustado (R^2) y del error estándar de la estimación (SEE) para las distintas fracciones de biomasa, donde: CF: factor de corrección calculado a partir del error estándar de la estimación SEE ; d: diámetro (cm); BF: Biomasa del fuste; BR ₇ : biomasa de las ramas de diámetro mayor de 7 cm; BR ₂₋₇ : biomasa de las ramas de diámetro entre 2 y 7 cm; BR ₂ : biomasa de las ramas de diámetro menor de 2 cm; BA: biomasa de las acículas y Br: biomasa de la raíz. (Montero <i>et al.</i> 2005).....	86

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 18	Incrementos de las variables altura (Δh) (m) y diámetro (Δd) (cm) de la masa arbolada en cada uno de los tratamientos aplicados en los años 2000, 2004 y 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; Δh : incremento en altura; Δd : incremento en diámetro. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	136
Tabla 19	Concentraciones de cobre en el pasto en los diferentes muestreos y tratamientos evaluados en este estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	182
Tabla 20	Concentraciones de zinc en el pasto en los diferentes muestreos y tratamientos evaluados en este estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril.....	184
Tabla 21	Tratamientos seleccionados para la realización del estudio del balance de carbono. Donde: mo: contenido de materia orgánica en el suelo a 25 cm de profundidad durante el año 2010; h: altura media del componente arbolado en el año 2008; d: diámetro normal medio del componente arbolado en el año 2008.....	185
Tabla 22	(a) Biomasa arbórea por pie (kg MS pie ⁻¹), (b) Biomasa arbórea por hectárea (Mg MS ha ⁻¹) y (c) Carbono del componente arbolado por hectárea (Mg ha ⁻¹) en el año 2008 de las distintas fracciones de <i>Pinus radiata</i> para los tratamientos considerados (CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ ; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente a febrero). Donde: d: diámetro normal medio del componente arbolado; BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas; Br: biomasa de la raíz. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	188

Índice de tablas

Tabla 23	Producción (Mg MS ha ⁻¹) y contenido de carbono secuestrado (Mg C ha ⁻¹) por la pinocha del suelo en los diferentes tratamientos evaluados durante el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	192
Tabla 24	Contenido total de carbono (Mg C ha ⁻¹) en la biomasa arbórea de <i>Pinus radiata</i> durante el último año de estudio (2008) en los diferentes tratamientos evaluados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	194
Tabla 25	Porcentaje de carbono de la cubierta arbolada y pinocha de la masa de <i>Pinus radiata</i> durante el último año de estudio (2008) en los diferentes tratamientos evaluados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	194
Tabla 26	Estimación del contenido de carbono en la parte aérea de la biomasa del sotobosque (sin acículas) (pasto + silo+ musgo) (Mg C ha ⁻¹) en cada tratamiento evaluado en el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ CaCO ₃ ; B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero; CG ₁ : carga ganadera determinada en función de la producción real de pasto del año 2008; CG: carga ganadera general del sistema. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....	197
Tabla 27	Contenido de carbono almacenado (suma de las cuatro profundidades de muestreo) (Mg C ha ⁻¹) en la parte radical de la biomasa del sotobosque en los diferentes tratamientos evaluados durante el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha ⁻¹ de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: tratamiento control.....	201

Tabla 28	Porcentaje de carbono en las diferentes fracciones (parte aérea y radical) de la biomasa total del sotobosque (sin acículas) durante el último año de estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha ⁻¹ de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: tratamiento control.....	204
Tabla 29	Porcentaje de carbono edáfico y contenido de carbono acumulado (Mg C ha ⁻¹) en el año 2010 en los primeros 25 cm del perfil del suelo de los diferentes tratamientos aplicados en este estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha ⁻¹ de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: tratamiento control.....	207
Tabla 30	Carga ganadera media (ovejas ha ⁻¹ año ⁻¹) en los diferentes tratamientos evaluados después de nueve años de estudio. Donde: CG: carga ganadera media del sistema; CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	212
Tabla 31	Estimación de las emisiones totales de metano (Mg CH ₄ ha ⁻¹) por el ganado; sus equivalentes en CO ₂ (Mg CO ₂ ha ⁻¹) y en carbono (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) en cada uno de los tratamientos aplicados durante el periodo de tiempo evaluado (2000-2008). Donde: Efer: emisiones de CH ₄ procedentes de la fermentación entérica; Eest: emisiones de CH ₄ procedentes del manejo de estiércol; Equi CO ₂ : equivalente en CO ₂ ; CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	214
Tabla 32	Estimación de las emisiones de N ₂ O procedentes del ganado (Mg N ₂ O ha ⁻¹) y sus equivalentes en CO ₂ (Mg CO ₂ ha ⁻¹) y en carbono (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) en los diferentes tratamientos evaluados en los nueve años de estudio. Donde: Nex_{est} : cantidad de N excretado resultante de la gestión de estiércol; Equiv CO ₂ : equivalentes en CO ₂ ; CAL: 2,5 Mg ha ⁻¹ de CaCO ₃ , B: dosis baja de lodo (50 kg ha ⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha ⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	216

Tabla 33	Estimación de las emisiones directas totales de N_2O ($kg\ N_2O\ ha^{-1}$) procedentes de la utilización de fertilizante sintético y del uso de estiércol aplicado como fertilizante para cada uno de los tratamientos considerados durante los nueve años de estudio. Donde: F_{SN} : cantidad anual de fertilizante exógeno aplicado al suelo ($kg\ ha^{-1}\ año^{-1}$ de N total), FE₁ : factor de emisión directa para emisiones de N_2O de aportes de N, Nex_{est} : promedio anual de excreción de N por los animales estabulados; Frac_{perd} : cantidad de N del estiércol que se pierde en el sistema de gestión del estiércol (almacenaje de sólidos=15%); F_{ON} : cantidad total anual de fertilizante exógeno de N orgánico del estiércol aplicado al suelo de este estudio, excluyendo el que se emite durante la época de pastoreo; CAL: $2,5\ Mg\ ha^{-1}$ de $CaCO_3$, B: dosis baja de lodo ($50\ kg\ ha^{-1}$ de N total); A: dosis alta de lodo ($100\ kg\ ha^{-1}$ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	219
Tabla 34	Estimación de las emisiones totales de N_2O procedentes del pastoreo de los animales ($kg\ N_2O\ ha^{-1}$) en cada uno de los tratamientos evaluados durante el periodo de tiempo estudiado (2000-2008). Donde: F_{PRP} : cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositado por los animales en pastoreo sobre el pasto ($kg\ N\ año^{-1}$); FE₄ : factor de emisión establecido para pastoreo ($kg\ N_2O-N\ (kg\ N)^{-1}$) (IPCC 2006); B: dosis baja de lodo ($50\ kg\ ha^{-1}$ de N total); A: dosis alta de lodo ($100\ kg\ ha^{-1}$ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	221
Tabla 35	Estimación de las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo ($kg\ N_2O\ ha^{-1}$) en las diferentes parcelas evaluadas durante el periodo de tiempo 2000-2008. Donde: CAL: $2,5\ Mg\ ha^{-1}$ de $CaCO_3$, B: dosis baja de lodo ($50\ kg\ ha^{-1}$ de N total); A: dosis alta de lodo ($100\ kg\ ha^{-1}$ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....	222

Tabla 36	<p>Estimación de las emisiones indirectas totales de N_2O ($\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$) procedentes de la deposición atmosférica y de la lixiviación para cada uno de los tratamientos considerados, durante los nueve años de este estudio. Donde: $\mathbf{F_{SN}}$: cantidad anual de fertilizante exógeno aplicado al suelo ($\text{kg N total ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); $\mathbf{F_{ON}}$: cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicado al suelo de este estudio, excluyendo el que se deposita durante la época de pastoreo; $\mathbf{F_{PRP}}$: cantidad anual de N de la orina y el estiércol que depositan los animales en pastoreo sobre el pasto ($\text{Kg N total año}^{-1}$); $\mathbf{Frac_{GASF}}$: fracción del N del fertilizante exógeno que se volatiliza como NH_3 y NO_x ($\text{kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x$ ($\text{kg del nitrógeno en el fertilizante sintético aplicado}$)$^{-1}$) (IPCC 2006); $\mathbf{Frac_{GASM}}$: fracción del N del fertilizante orgánico ($\mathbf{F_{ON}}$) y de N de la orina y estiércol que depositan los animales en pastoreo ($\mathbf{F_{PRP}}$) que se volatiliza como NH_3 y NO_x ($\text{kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x$ ($\text{kg del nitrógeno aplicado como estiércol y excretado por el ganado}$)$^{-1}$); $\mathbf{FE_5}$: factor de emisión correspondiente a las emisiones de N_2O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en las superficies del agua $\text{kg N}_2\text{O-N}$ ($\text{kg NH}_3\text{-N}$ y $\text{NO}_x\text{-N}$ volatilizados)$^{-1}$; $\mathbf{Frac_{lix}}$: fracción de todo el N agregado o mineralizado en suelos gestionados en regiones donde se produce lixiviación/escurrimiento, kg N (kg de agregado)$^{-1}$; $\mathbf{FE_6}$: factor de emisión para emisiones de N_2O por lixiviación y escurrimiento de N, $\text{kg N}_2\text{O-N}$ ($\text{kg N por lixiviación/escurrimiento}$); CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3, B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....</p>	224
Tabla 37	<p>Estimación de las emisiones totales de N_2O procedentes del suelo (emisiones directas + emisiones indirectas) ($\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$) y sus equivalentes en CO_2 ($\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$) y en carbono ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en los nueve años del estudio. Donde: Equiv CO_2: equivalentes en CO_2; CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3, B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.....</p>	225
Tabla 38	<p>Balance del ciclo de carbono ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) durante el periodo de tiempo estudiado (2000-2008) en el sistema silvopastoral establecido. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg CaCO}_3$; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero....</p>	228
Tabla 39	<p>Acumulación relativa de carbono (estimada a partir de Mg C ha^{-1}) en los diferentes componentes del sistema silvopastoral durante el año 2008. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3, B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento control; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.....</p>	230

RESUMEN

RESUMEN

Los sistemas silvopastorales (SS) son una alternativa de gestión forestal promovida por la Unión Europea que consisten en combinar la producción del componente arbolado y la del pasto y / o animal en una misma unidad de tierra. En Galicia, los suelos de monte presentan una baja fertilidad debido a su fuerte acidez, la cual se puede reducir mediante el empleo de enmiendas calizas. La fertilización es una técnica ampliamente extendida que se emplea para mejorar la productividad de los suelos de monte. La posibilidad de abonar con fertilizantes alternativos como los lodos de depuradora urbana es una buena opción, ya que nos permite deshacernos de este residuo a través del reciclaje. La mejora de la fertilidad del suelo mediante el empleo de lodos en SS debe tener en cuenta, además del el tipo de suelo de partida, la dosis y la fecha de aplicación, garantizando un crecimiento adecuado del pasto y del arbolado, sin causar daños en el medio. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto residual del encalado así como de la aplicación de dos dosis de lodo de depuradora urbana en diferentes fechas sobre el suelo, el crecimiento del arbolado, la producción de fitomasa total del sotobosque, producción potencial y real de pasto, composición botánica del sotobosque y la capacidad para secuestrar carbono en un SS establecido en terreno de monte con *Pinus radiata* D. Don como componente arbóreo. La experiencia se desarrolló en el monte comunal de San Breixo, perteneciente a la localidad de Parga, Guitiriz (Lugo). El tipo de suelo sobre el que se estableció el SS fue clasificado como Umbrisol con textura franco-arcillo-arenosa, en el cual se asentaba una plantación de *Pinus radiata* de aproximadamente 30 años, que fue cortada a hecho para plantar posteriormente la misma especie. La plantación se estableció a una densidad de 1667 pies ha⁻¹. La cal se aplicó en cobertera un año después de la plantación y un mes después se realizó una siembra a voleo de *Lolium perenne* L. var. Brigantia, de *Trifolium repens* L. var. Huia y de *Dactylis glomerata* L. var. Artabro. Se aplicaron 13 tratamientos en los que existe combinación de encalado (2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃) y no encalado, con dos dosis de lodo de depuradora que implicaban 50 y 100 kg N total ha⁻¹ aportadas al suelo en tres fechas diferentes (febrero, marzo y abril) durante los cuatro primeros años del estudio. Además, se estableció un tratamiento de control (NF). Por lo tanto, se establecieron 39 parcelas experimentales (13 tratamientos x 3 repeticiones). Los resultados obtenidos durante los diez años que duró la experiencia nos permiten concluir que el aporte conjunto de cal y lodo, principalmente dosis altas, originaron una mejora de las

Resumen

condiciones edáficas del suelo (mejor pH, mejor CIC efectiva, mayor porcentaje de saturación de calcio y menor porcentaje de saturación de aluminio). Inicialmente, los aportes de cal favorecieron el crecimiento de las especies de siembra, en detrimento del arbolado debido a la competencia ejercida por estas especies pratenses con el arbolado al compartir rizosfera. Sin embargo, con el paso del tiempo se observa una recuperación de la especie forestal en las parcelas encaladas que recibieron aportes continuos de dosis altas de lodo, lo que no ocurre con las dosis bajas, debido a que el arbolado fue capaz de consumir el exceso de nutrientes que no aprovechó el pasto, al desaparecer las especies de siembra a medida que pasaba el tiempo. Se obtuvo una clara interacción entre la dosis y la fecha de aplicación del lodo. Así, fertilizar de forma temprana con dosis altas de lodo, provocó una disminución del crecimiento del arbolado, debido al incremento notable de la biomasa de las especies herbáceas, siendo más probable el lavado de nutrientes. Por el contrario, el aporte tardío de dosis altas favoreció el crecimiento inicial del arbolado y de las especies arbustivas, al ser más propicia esta fecha para el crecimiento del arbolado que para el desarrollo del pasto herbáceo. Por otro lado, el suelo fue el componente del SS que contribuyó en mayor medida a la fijación de carbono en el sistema seguido del arbolado. Sin embargo, el suelo del tratamiento control (NF) fue el componente del SS que presentó mayor porcentaje de contribución de carbono al sistema, pero la alta representación de especies arbustivas obtenida en NF incrementaría el riesgo de incendio en este tratamiento, aumentándose así el riesgo de pérdida del carbono almacenado en el suelo, de producirse un incendio.

ABSTRACT

ABSTRACT

Silvopastoral Systems (SS) are an alternative of forest management promoted by the European Union, consisting in the combination of a woody component (tree or shrubs) and crops and/ or animals within the same land-management unit. In Galicia, forest soils show a low fertility as a result of their high level of acidity, which can be reduced using lime. Fertilization is a practice used for the improvement of the understory production of forest soils. The possibility of manuring with alternative fertilizers as sewage sludge seems to be a good option, allowing us to value this waste by means of recycling. The improvement of the soil fertilization using sewage sludge in SS has to take into account the type of soil, the dose and the date of application, ensuring the appropriate growth of pasture and trees, without damaging the environment. The aim of this study was to evaluate the effects of lime and two dose of sewage sludge applied in three different dates at the beginning of the year on soil, tree growth, total phytomass production of understory, the potential and real pasture production, botanic composition of understory and the carbon sequestration capacity in a SS established in forest area with *Pinus radiata* D. Don. The experiment was carried out in Lugo, San Breixo Mount farm. *Pinus radiata* plantation was established at a density of 1667 trees ha⁻¹, in 39 (13 treatments x 3 replicates) experimental units. Lime was added to superficially in half of the plots a year after plantation. After liming, a sowing mixture of 25 kg ha⁻¹ *Lolium perenne* L. var. Brigantia, 4 kg ha⁻¹ *Trifolium repens* L. var. Huia and 10 kg ha⁻¹ *Dactylis glomerata* L. var. Artabro was applied in all plots. Fertilization treatments consisted of two doses of sewage sludge supplying 50 and 100 kg ha⁻¹ total N, applied on three different dates (February, March and April) in limed and unlimed plots. A “no fertilization treatment without liming (NF)” was used as a control. The results obtained during the ten-year that lasted the experiment showed that lime and sewage sludge applications, mainly at high dose, originated an improvement of the soil edaphic conditions (better pH, effective exchange capacity, higher percentage of calcium saturation and lower aluminium saturation percentage). Lime inputs increased the development of sown species which caused a reduction of tree growth as a result of the tree-pasture competition. However, over time, we detected an overcome of trees in limed plots which received continuous contributions of high dose of sewage sludge, which does not occur with the low doses of this residue, probably due to the trees could uptake the excess of nutrients that pasture had not used,

Abstract

when pasture sowing species disappeared. A clear interaction between the dose and the date of application of sewage sludge was observed. Early fertilization with high dose originated a reduction of tree growth, due to increase of the development of herbaceous species, being also more likely the leaching of nutrients. On the contrary, the late contribution of high dose increased the initial tree growth and shrub species, being this date more favourable for tree growth than for the development of herbaceous pasture. On the other hand, the soil was the SS component that mostly contributed to carbon sequestration followed by tree component. However, the soil of the control treatment was the SS component that showed a higher percentage of contribution of carbon to the system. However, the high percentage of shrub species obtained in NF would increase the risk of fire in this treatment, increasing the risk of losing the carbon stored in soil, in case of fire.

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

La evolución en los últimos años de la distribución del uso de las tierras en Galicia indica un crecimiento continuo de los terrenos dedicados al uso forestal, detectándose también que la superficie destinada a pastos sufre un pequeño aumento (Rigueiro-Rodríguez 2000), que, sin embargo, no es suficiente para sustentar la cabaña ganadera existente. Los ganaderos se encuentran con el problema de la falta de superficie agraria útil (SAU) para producir suficiente alimento de calidad a bajo coste, como es el pasto.

Para mejorar la rentabilidad de las explotaciones ganaderas se recomienda un aumento del consumo de pasto, alimento barato y de buena calidad, producido en la explotación, que reemplaza a las mezclas o concentrados de mayor precio que se emplean en nutrición animal.

Por otra parte, el manejo tradicional de los montes productores de madera, favorece el establecimiento y desarrollo de especies arbustivas en el sotobosque. Estas especies acumulan una abundante biomasa que, de no desbrozarse, genera un importante riesgo de incendios, sobre todo tras las cortas de regeneración, que es cuando más luz llega al sotobosque. En este sentido, es importante tener en cuenta que los desbroces son las operaciones más caras asociadas al manejo de las masas forestales.

Una buena opción que integra el sistema ganadero y el forestal consiste en combinar la producción de madera de calidad y pasto para el ganado, a través del empleo de sistemas silvopastorales, creando pastizales arbolados con un menor riesgo de incendios en comparación con el sotobosque arbustivo (Benavides *et al.* 2009; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009c), aspecto muy importante en Galicia, comunidad en la que más del 60% de la superficie es terreno forestal (MARM 2007).

Uno de los factores que limita la productividad forestal y del pasto en Galicia es la reducida fertilidad de sus suelos (Sánchez *et al.* 2002), que se puede mejorar a través del aporte de enmiendas neutralizantes que reduzcan su característica acidez (López-Mosquera 1995). Además, se deben añadir fertilizantes para compensar las extracciones realizadas por el arbolado y el pasto y producir un pasto abundante y de calidad. La evaluación del efecto de la mejora de la fertilidad del suelo sobre la producción de pasto y el crecimiento del arbolado es más importante en el momento del establecimiento del arbolado, ya que en ese momento las relaciones de competencia a nivel radical se maximizan.

El uso de lodos de depuradora como fertilizante en terrenos forestales permite suministrar nutrientes al suelo, logrando así incrementar la productividad del pasto y aminorar el problema de depósito de estos residuos, a través de su reutilización y reciclaje de sus nutrientes.

El manejo correcto de los lodos como fertilizante debe estar basado en la optimización de su uso (dosis y época de aplicación), a través del equilibrio entre las necesidades del pasto y el arbolado y el aporte de elementos nutritivos con el fango, de forma que no se produzcan daños medioambientales (Mosquera-Losada *et al.* 2001^a; Egiarte *et al.* 2005). Hay que tener en cuenta que los lodos, además de materia orgánica, pueden introducir en el suelo ciertos metales pesados, los cuales, en concentraciones relativamente altas pueden ser perjudiciales tanto para las plantas como para los animales que las consuman, pudiendo llegar incluso al hombre a través de la cadena trófica. Este aspecto es de gran relevancia en Galicia, si se tiene en cuenta que los metales pesados suelen incrementar su disponibilidad en suelos ácidos (Rigueiro-Rodríguez 2000).

En cumplimiento de la Directiva del Consejo de la Unión Europea 91/271/CEE, los núcleos de población con más de 15.000 habitantes deberían disponer de sistemas colectores de aguas residuales urbanas desde el 31 de diciembre de 2000, mientras que en el caso de núcleos urbanos de entre 2.000 y 15.000 habitantes deben tener EDAR antes del 31 de diciembre de 2005, a excepción de los situados en zonas sensibles, en los que se rebaja el máximo a 10.000 habitantes. Todo ello significó una creciente producción de lodos de depuradora en Europa y en España, que conlleva la aparición de problemas para la eliminación de estos residuos.

Todo lo relativo a las características de los lodos, los análisis necesarios para su uso, las normas referentes a su aplicación y las máximas concentraciones de metales pesados, tanto en el suelo como en los fangos, se regula en España por el RD 1310/1990.

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto residual del encalado así como de la aplicación de dos dosis de lodo de depuradora urbana en diferentes fechas sobre el suelo (pH, materia orgánica, CIC efectiva, porcentaje de saturación de los diferentes elementos del complejo de cambio y metales pesados), crecimiento arbolado (porcentaje de marras, altura, diámetro, cobertura), producción de fitomasa total del sotobosque, producción potencial y real de pasto, composición botánica del mismo y la capacidad

para secuestrar carbono en un sistema silvopastoral establecido en terreno de monte con *Pinus radiata* D. Don como componente arbóreo.

2. INTRODUCCIÓN

2. INTRODUCCIÓN

2.1. SISTEMAS AGROFORESTALES

2.1.1. AGROSELVICULTURA

La agroselvicultura es un término que define a una serie de prácticas agrícolas ancestrales que consisten en la combinación de un componente leñoso (árboles o arbustos) con cultivos y/o animales en la misma unidad de gestión del territorio, estableciéndose entre estos componentes interacciones de tipo ecológico y/o económico (Nair 1989, 1991, 1993; Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002a; Mosquera-Losada *et al.* 2007).

La agricultura europea ha tenido un largo historial de interacción con los bosques o terrenos forestales. Esta interacción, junto con la importante variedad de climas y microclimas, ha llevado a la evolución de múltiples combinaciones de prácticas agroselvícolas en este continente (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009a). Actualmente, el establecimiento de sistemas agroforestales puede ser promovido en todas las regiones de Europa como consecuencia de la aplicación de un reglamento comunitario que especifica la realización de pagos directos a los agricultores para este fin (REGLAMENTO DEL CONSEJO sobre la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) (15 de septiembre del año 2005)). Las ventajas de las prácticas agroforestales son consecuencia de las características que las definen y que, según Anderson y Sinclair (1993) y Dupraz *et al.* (2005) se pueden resumir en productividad, estabilidad y sostenibilidad.

Por otra parte, los sistemas agroforestales presentan una gran importancia ecológica, debido a que realizan funciones ecológico-ambientales-sociales de gran interés como prevenir los incendios forestales, la erosión eólica e hídrica, reducir la contaminación, etc. (McAdam y Sibbald 2000; Sinclair *et al.* 2000; Rodríguez-Barreira 2007) así como diversificar la producción, aumentar el nivel de materia orgánica en el suelo en comparación con sistemas exclusivamente agrícolas, favorecer el reciclaje de nutrientes, modificar el microclima y optimizar la producción del sistema, respetando el principio de sustentabilidad (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA 2009)).

2.1.2. TIPOS DE SISTEMAS AGROFORESTALES

Para poder clasificar los sistemas agroforestales se pueden considerar diferentes criterios. En la Tabla 1 se presenta un resumen de los criterios empleados por distintos autores (Nair 1985, 1990; Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002), entre los cuales la naturaleza de los componentes ha sido el más utilizado, dando lugar a la Agrosilvicultura, Silvopascicultura o a la Agrosilvopascicultura entre otras denominaciones. La aplicación de criterios como la ordenación espacial y temporal de los componentes, distribución biogeográfica, nivel de aportes tecnológicos, relaciones coste beneficio o tipo de función darán lugar a una mayor diferenciación y complejidad (Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002).

Clasificación de los SAF basada en su estructura y función			Tipos de SAF de acuerdo a su extensión y gestión	
Estructura (Naturaleza y ordenación de los componentes especialmente los leñosos)		Función (papel y/o producciones de los componentes, especialmente los leñosos)	Adaptabilidad agroecológica y medioambiental	Nivel socioeconómico y de gestión
Naturaleza de los componentes	Ordenación de los componentes			
Agrosilvicola (cosechas agrícolas y árboles, incluyendo arbustos/árboles)	En el espacio (espacial) * Mezclas densas (p.e.: casa-jardín) * Mezclas laxas (p.e.: la mayoría de los sistemas de árboles sobre pastizales)	Función productiva Alimento Ramón Leña Madera Otros productos	Sistemas en/por Tierras bajas tropicales húmedas Tierras altas tropicales húmedas (p.e.: Alturas mayores de los 1.200 m.s.n.m., Malasia)	Basada en el nivel del aporte tecnológico Bajos aportes (marginal) Aportes medios Altos aportes
Silvopastoral (pastos/animales y árboles)	* Por fajas (el ancho de la faja debe ser mayor que una fila de árboles)	Función protectora Cortavientos Conservación de suelo Conservación de la humedad Sombra (para cosechas animales y el hombre)	Tierras bajas tropicales subhúmedas (p.e.: zona de sabana de África, cerrado de Suramérica)	Basado en la relación coste/beneficio Comercial Intermedio Subsistencia
Agrosilvopastoral (cosechas agrícolas, pasto/animales y árboles)	* Límites (árboles en los límites de grupos/campos)	Conservación de la biodiversidad Prevención de incendios	Zonas templadas (p.e.: Europa, Norteamérica, China)	
Otros (grupos de árboles multiproducto, apicultura con árboles, acuicultura con árboles, etc.)	En el tiempo (temporal) Coincidente Concomitante Superpuesto Secuencial (separado) Interpolado			

Tabla 1. Clasificación de los sistemas agroforestales (Nair 1985; Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002).

Los sistemas agroforestales presentan una gran variedad de funciones y producciones (Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002; Mosquera-Losada *et al.* 2008).

Según la “Association for Temperate Agroforestry” (AFTA 1999) la esencia de los sistemas agroforestales puede expresarse mediante características como su intencionalidad, intensividad e interactividad además de ser un sistema integrado. Asimismo, son sistemas específicos de una zona, ya que se describen bajo unas condiciones locales a las que deben adaptarse dando lugar a un amplio número de sistemas agroforestales, aunque se puede decir que sus componentes presentan un determinado patrón de distribución espacio-temporal, dando lugar a lo que Nair y Nair (2002) definen como prácticas agroforestales. Existen diferentes tipos de prácticas agroforestales que se aplican hoy en día en Europa (Nair 1994; Alavalapati y Nair 2001; Nair y Nair 2002; Nair 2004 y Alavalapati *et al.* 2004), principalmente en países como España y Portugal, pero también en Alemania, Francia e Italia (Grünwald *et al.* 2007; Quinkenstein *et al.* 2009; Mosquera-Losada *et al.* 2011) (Tabla 2).

Prácticas agroforestales	Definición
<i>Cultivo en callejones</i>	Distribución del arbolado en hileras simples o agrupadas con cultivos herbáceos intercalados
<i>Cultivo en el bosque</i>	Cultivo en zonas arboladas de plantas medicinales, ornamentales, culinarias, etc., y/o aprovechamiento de plantas silvestres útiles que crecen en los bosques
<i>Bosques de ribera</i>	Zonas de vegetación perenne (árboles, arbustos o herbáceas) entre los cultivos/pastos y los cursos de agua, y/o cultivos entre el arbolado en franjas de ribera
<i>Silvopastoreo</i>	Combinación de la producción forestal arbórea con la forrajera (pasto o heno) y la ganadera
<i>Zonas cortaviento</i>	Plantaciones lineales de árboles alrededor de granjas y campos de cultivo, cuya finalidad es la protección de los animales, el cultivo y el suelo frente a los efectos del viento

Tabla 2. Principales prácticas agroforestales en Europa (Nair 1994; Alavalapati y Nair 2001; Nair y Nair 2002; Nair 2004 y Alavalapati *et al.* 2004).

2.2. SISTEMAS SILVOPASTORALES

2.2.1. DEFINICIÓN Y PRODUCTIVIDAD

Los sistemas silvopastorales son ecosistemas más complejos que los exclusivamente agrícolas o forestales, que a veces derivan de la gestión agrícola de zonas forestales (Benavides *et al.* 2009) y en los que se combina la producción de madera (a medio o largo plazo) con la producción de pasto (corto plazo), siendo ambas producciones resultado del manejo y del efecto de las interacciones existentes entre arbolado, pasto, suelo y animales (Fig. 1) en un ambiente edafoclimático determinado (Etienne 1996; Sibbald 1999; Nair y Graetz 2004). En la actualidad, las políticas europeas que promueven el uso de este tipo de sistemas se basan en las ventajas que tienen sobre los sistemas agrícolas o forestales puros.

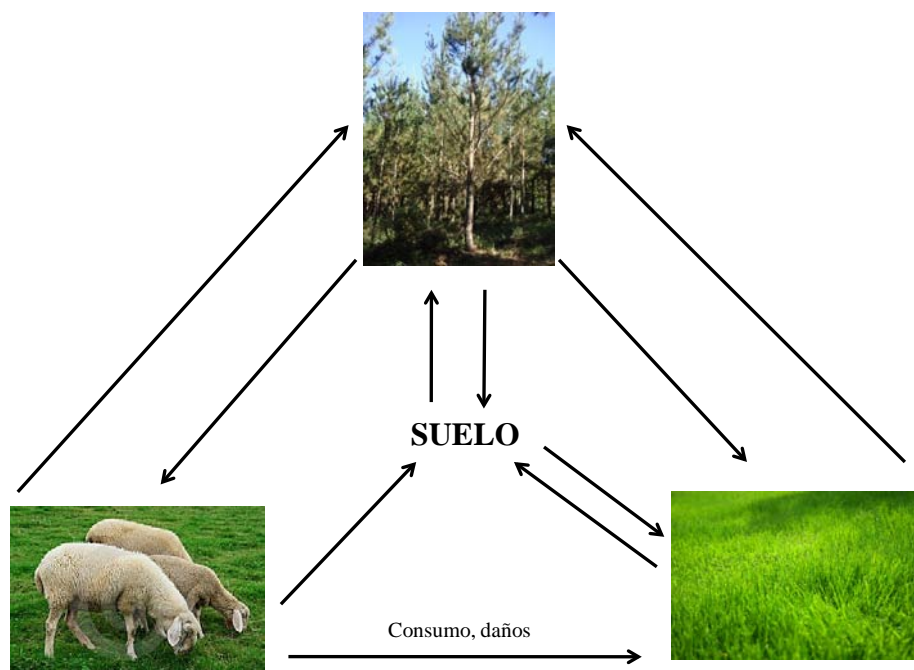


Fig. 1. Interacciones entre suelo, pasto, arbolado y animal en un sistema silvopastoral (Etienne 1996).

Durante mucho tiempo y desde una perspectiva de la población urbana, se ha considerado que el único producto del monte era la madera, pero la realidad era y es bien diferente (Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002). Desde siempre se aprovechó el monte con el objeto de obtener una pluralidad de productos: madera, frutas, carne, caza, pesca, especias, extractos medicinales, aceites, gomas, resinas, taninos, miel, semillas,

setas, cortezas, combustibles y otros (Silva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b). El uso múltiple de las zonas forestales es potenciado por la Estrategia Forestal Española para los terrenos forestales, además de por la AGENDA 21. La producción y extracción de muchos de estos productos tradicionales no madereros que se obtienen del monte, permiten además mantener valores de diversidad global y acumulación de carbono en los bosques (Lamb 1993; Sánchez 1995; Sayer 1996) superiores a los conseguidos cuando sólo se extrae madera a partir de manejos de masas forestales regulares.

La mejora de la productividad del pasto de un sistema silvopastoral depende principalmente de las condiciones edafoclimáticas existentes (Mosquera-Losada *et al.* 2005a), así en zonas templadas de Europa la producción de pasto puede variar de 0,2 a 2 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹ en áreas Mediterráneas (Gómez-Gutierrez y Calabuig 1992; Papanastasis 1999) a 4-15 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹ en zonas marítimas de suelos ácidos (Mosquera-Losada *et al.* 1999b; López-Díaz *et al.* 2001; Peyraud *et al.* 2004).

Además de las condiciones climáticas, la productividad de un sistema silvopastoral depende de la especie forestal y su edad así como de la densidad del arbolado (Mosquera-Losada *et al.* 2005a). Cuando los árboles son jóvenes, la producción de pasto no se ve limitada por la interceptación de la radiación solar por parte de la cubierta arbolada, independientemente de que ésta esté constituida por especies perennifolias o caducifolias de copas más o menos densas. A medida que crecen los árboles, el efecto producido por éstos sobre la producción de pasto también lo hace, de manera que ésta se va reduciendo (Mosquera-Losada *et al.* 2006; Peri *et al.* 2007, Montero *et al.* 2008). Estudios realizados en la zona atlántica europea señalan que cuando el porcentaje de luz interceptado por la cubierta arbolada supera el 55% la producción de pasto se ve seriamente limitada (Dodd *et al.* 1972, Sibbald 1994), a causa de la disminución de la luz, temperatura y cantidad de agua disponible para el pasto (Gómez-Gutierrez 1992; Sibbald 1996). Generalmente, ésto dependerá de la densidad de plantación, pero también de la capacidad de crecimiento de la cubierta arbolada, ya que la cobertura forestal de tangencia de copas de los árboles se producirá con mayor rapidez cuando crece a elevadas densidades y cuando su tasa de crecimiento es más alta (Mosquera-Losada *et al.* 2005a). Por todo ello, la elección adecuada de la densidad de plantación de los árboles cuando se establece el sistema silvopastoral, así como de la especie forestal, son fundamentales para obtener un mayor beneficio medioambiental, económico y social, en comparación con el obtenido en suelos exclusivamente agrícolas (Fernández-

Núñez *et al.* 2007a; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009a). Concretamente, para la plantación de *Pinus radiata* sobre un pasto ya establecido, Sharrow (1983) propone el empleo de densidades iniciales de 741 y 1235 árboles ha⁻¹, que se reducirán a 204 árboles ha⁻¹ mediante claras cuando alcancen una altura media de 3 metros, densidad que se mantendrá hasta la corta final (Sharrow 1983; Knowles 1991).

Por otro lado, uno de los factores que limita la productividad de pasto en los sistemas silvopastorales con reducida cobertura forestal es la baja fertilidad del suelo, lo que hace necesario aportar productos neutralizantes, en suelos ácidos, y fertilizantes que la mejoren (Mosquera-Losada *et al.* 2009b). Esto adquiere especial importancia en los suelos de monte de Galicia, ya que, en general, presentan acidez y baja fertilidad (Zas y Alonso 2002), lo que aconseja realizar tratamientos de encalado y fertilización para mejorar la productividad (Mosquera-Losada *et al.* 2006, 2009b).

2.2.2. TIPOS DE SISTEMAS SILVOPASTORALES

Podemos definir distintos tipos de sistemas silvopastorales:

a) Teniendo en cuenta la distribución espacial del arbolado y del pastizal (San Miguel, 2001):

a.1) Sistemas puros

En ellos las comunidades arbóreas y pascícolas están homogéneamente mezcladas y distribuidas por lo que sus aprovechamientos se realizan en el mismo espacio.

a.2) Sistemas en línea:

Las comunidades arbóreas se distribuyen alrededor de, o entre las pascícolas, en formaciones lineales, actuando como setos vivos, cortinas cortavientos etc. De esta forma se reduce al mínimo la competencia árbol-pasto y se aprovecha el papel productivo y protector del arbolado.

a.3) Sistemas en teselas:

El sistema está constituido por teselas internamente homogéneas pero las distintas teselas presentan comunidades vegetales diferentes, aunque todas están íntimamente relacionadas por su aprovechamiento y su funcionalidad. Los montes mediterráneos que suelen incluir teselas de arbolado denso, formaciones adehesadas, matorrales, pastizales y cultivos agrícolas son un ejemplo de este tipo de sistemas silvopastorales.

b) Considerando el territorio disponible para la producción como unidad de manejo (Etienne 1996; Mosquera *et al.* 2001d; McAdam 2005):

- Pastoreo dentro del bosque: Se trata de masas arbóreas en las que la realización de claros y claras permite la entrada de luz al sotobosque, pudiendo aprovecharse mediante pastoreo las especies arbustivas y herbáceas del mismo. Este tipo de sistema podría ser empleado para reducir el combustible vegetal (biomasa herbácea y arbustiva) y reducir el riesgo de incendio forestal (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b). Un ejemplo de este sistema silvopastoral es la “dehesa” española (Moreno *et al.* 2005) y su equivalente el “montado” portugués.

- Lignicultivo sobre pastos: Consiste en la plantación de arbolado a baja densidad sobre una pradera. Este sistema podría utilizarse en zonas agrícolas abandonadas, utilizando el arbolado adecuado y haciendo un seguimiento de la competencia entre las especies arbóreas y la producción de pasto. Es el modelo utilizado habitualmente en las masas de *Pinus radiata* en Nueva Zelanda.

2.2.3. COMPONENTES DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES

2.2.3.1. Componente arbóreo

El estrato arbóreo, importante componente de los sistemas silvopastorales, constituye el techo vegetal del sistema y puede desempeñar una serie de funciones entre las que destacan la producción de madera, proporcionar alimento fresco para el ganado (ramón, frutos) (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b) y proporcionar sombra o refugio (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b; Ibrahim *et al.* 2006) desde un punto productivo, pero cada vez más se le atribuyen funciones de tipo medioambiental, como las relacionadas con el secuestro de carbono o preservación de la biodiversidad.

Para cumplir las funciones anteriormente citadas es importante que el dosel arbóreo esté formado por especies que proporcionen madera de buena calidad a turnos cortos o medios y con densidades bajas (Benavides *et al.* 2009), una buena dominancia apical, buena poda natural o tolerar podas intensas (Beaton y Hislop 2000), relación diámetro de copa/diámetro del tronco baja, copa clara que deje pasar la luz al suelo y no intercepte la lluvia en elevadas proporciones (Siva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002); un sistema radical capaz de explorar horizontes profundos del suelo para disminuir la competencia con el estrato arbustivo y herbáceo. El cumplimiento de estas características permiten incrementar la productividad del componente arbóreo y

forrajero, a la vez que incrementan las ventajas medioambientales que proporcionan; el arbolado también debe ser compatible con el tipo de ganado introducido en el sistema (King 1980; Rigueiro-Rodríguez 2000).

En Inglaterra, en estudios realizados con *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Pinus sylvestris* y diversas especies del género *Populus*, se han obtenido resultados satisfactorios con la implantación de dichas especies como componente forestal en sistemas silvopastorales (Beaton y Hislop 2000; McAdam y Sibbald 2000); mientras que en otras zonas, como Nueva Zelanda, Australia y Chile, la especie más empleada en estos sistemas es *Pinus radiata*, debido a su rápido crecimiento y el buen mercado que presenta su madera (Hawke y Knowles 1997; Chang y Mead 2003; Benavides *et al.* 2009).

2.2.3.2. Componente herbáceo y arbustivo

Tanto el componente herbáceo como el arbustivo forman el principal recurso alimenticio del ganado en el sistema silvopastoral. El propio pastoreo y sus diferentes formas de manejo producen cambios en la composición de la vegetación que se desarrolla bajo el arbolado, potenciando las especies herbáceas en detrimento de las arbustivas (Silva-Pando y González 1992; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b; 2006a).

Las principales especies que se desarrollan de forma natural en el sotobosque de masas forestales en Galicia son arbustos pertenecientes a los géneros *Ulex*, *Rubus*, *Erica*, *Cytisus*, *Genista*, *Pterospartum*, *Halimium* (Zas y Alonso 2002) y las plantas herbáceas pertenecientes a los géneros *Molinia* (*Molinia caerulea* L. Moench), *Agrostis*, *Pseudarrhenatherum* y *Holcus*.

Resultados obtenidos por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2002a) mostraron que las plantas herbáceas presentan un contenido de nutrientes más alto, lo que hace que sean más interesantes que las arbustivas en los sistemas extensivos, siendo las dicotiledóneas las que presentan un mayor contenido en minerales (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2002a; Pinto *et al.* 2002). Asimismo, entre las especies arbustivas, los géneros *Cytisus*, *Rubus* y *Ulex* presentan un potencial forrajero mayor que las ericáceas (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2002a), si bien el animal adecuado para su consumo dependerá del estadio fisiológico de la planta y del tipo de planta predominante, siendo muchas veces recomendable emplear rebaños mixtos para un mejor aprovechamiento de este tipo de sotobosque.

Por otro lado, la siembra de especies pratenses en un sistema silvopastoral se aconseja cuando se pretende instalar el pasto antes que la repoblación forestal, o cuando el arbolado ya establecido es joven o se encuentra a una densidad reducida, dado que la interceptación de la luz por parte del arbolado es el factor que limita, en mayor medida, el establecimiento y la producción del mismo (Mosquera-Losada *et al.* 2001c). Por este motivo, la siembra de especies herbáceas de calidad, acompañada de operaciones como desbroce y destocoado, laboreo, y de aplicaciones de encalado y fertilización (que mejorarán la fertilidad del suelo y por tanto el desarrollo del pasto), es una técnica que permitirá el incremento de la capacidad de carga ganadera, mediante la mejora en la productividad y calidad del pasto (Silva-Pando *et al.* 1998; Mosquera-Losada *et al.* 2001; 2006). Además, las especies y variedades empleadas en la siembra deben presentar un buen desarrollo bajo condiciones de sombra y sequía, para garantizar su persistencia, como sucede por ejemplo con *Dactylis glomerata* L., (Mosquera-Losada *et al.* 2001; 2002b; Belesky 2005), especie que en Galicia ha dado buenos resultados, principalmente bajo pino (García *et al.* 1999, López-Díaz *et al.* 2007; Mosquera-Losada *et al.* 2001; 2009; 2010). Por otro lado, el empleo de leguminosas del género *Trifolium* puede producir un descenso en la necesidad de aplicación de fertilizantes (Birk 1992), dado que son especies que fijan el nitrógeno atmosférico, siendo además de gran calidad nutritiva, con contenidos de proteína bruta superiores a los de las gramíneas (Whitehead 1995), pero con menor tolerancia a la acidez del terreno (Williams *et al.* 1987; López-Díaz *et al.* 1999b) y a las condiciones de sombra (Snaydon y Baines 1981; Balocchi y Philips 1997) que el dactilo.

La siembra de pratenses en sistemas silvopastorales en Galicia ha dado buenos resultados cuando se emplean las proporciones de 12,5 kg ha⁻¹ de raigrás inglés, 12,5 kg ha⁻¹ de dactilo y 4 kg ha⁻¹ de trébol blanco (Mosquera-Losada *et al.* 2001). Inicialmente se establecerá el raigrás, permaneciendo el dactilo cuando la sombra se incremente. La siembra del pasto puede hacerse en otoño o en primavera, siempre y cuando se garantice la disponibilidad en el suelo de la humedad y temperatura adecuadas para permitir una buena germinación y un buen establecimiento (Muslera y Ratera 1991; Mosquera-Losada *et al.* 2005b).

La producción de pasto en Galicia depende directamente de las condiciones climáticas. En la Fig. 2 se puede observar la distribución estacional media de la producción de pasto en Galicia, observándose que ésta no es estable en el tiempo,

presentando períodos de restricción de pasto debido a la sequía en verano y al frío en invierno (Mosquera-Losada *et al.* 1999a).

Es muy importante conocer las curvas de crecimiento anual del pasto, basándose en los parámetros climatológicos. Ésto afecta a la distribución del uso de silo, heno y piensos concentrados y a la fertilización de la pradera. En Galicia, el ensilado de hierba se realiza en primavera, época en la cual se obtienen los niveles de producción más altos, por lo que los agricultores prevén el exceso de producción para destinarlo al ensilaje (Mosquera-Losada *et al.* 1999b).

Estas curvas de crecimiento se pueden ver modificadas por la variabilidad climática interanual y por el desarrollo de la cobertura del arbolado (Chang *et al.* 2002; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005a).

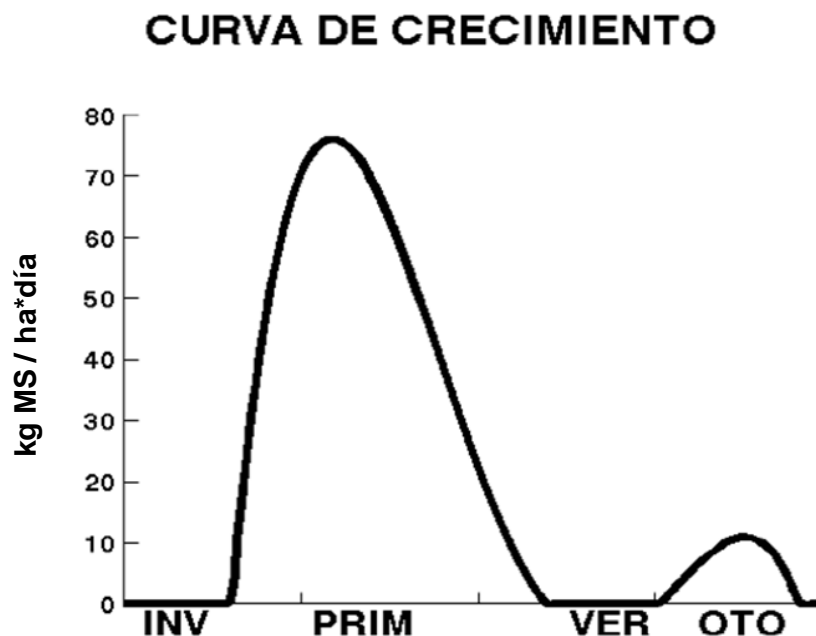


Fig. 2. Curva de crecimiento de pasto por estación. Donde: INV: invierno; PRIM: primavera; VER: verano y OTO: otoño (Mosquera-Losada *et al.* 1999b).

2.2.3.3. Componente animal

La introducción de ganado en un sistema silvopastoral es la principal herramienta para mantener la estabilidad de la vegetación del sotobosque (Moreno y Pulido 2009b), favoreciendo la presencia de un estrato herbáceo que incremente su calidad desde un punto de vista forrajero y reduzca el riesgo de incendios.

Según Montero *et al.* (1998) las principales funciones del ganado en un sistema silvopastoral son: a) prevenir la colonización del pasto herbáceo de especies arbustivas

invasoras; b) mejorar la calidad de la pradera; c) acrecentar la fertilidad del suelo y d) acelerar el ciclo de nutrientes.

Cuando el ganado se va a alimentar de la vegetación natural del sotobosque es conveniente que el ganado introducido en el sistema silvopastoral, pertenezca a razas rústicas, sobre todo si en el sotobosque predominan especies arbustivas típicas, lo que es frecuente en el monte gallego. Este ganado debe ser compatible con el arbolado y capaz de alimentarse de la vegetación que se desarrolla en el sotobosque (Silva-Pando *et al.* 1998; Rigueiro-Rodríguez 1992; 2000a; 2006).

En el caso de las praderas arboladas, el ganado suele introducirse en el sistema silvopastoral en las primeras etapas de desarrollo del arbolado (Benavides *et al.* 2009), con el objetivo de reducir la posible competencia inicial existente entre el pasto y el arbolado (Hawke y Knowles 1997). En este caso, es preciso tener en cuenta los posibles daños que el animal pueda causar al arbolado y establecer pautas de manejo que limiten esos daños a través de la introducción de determinados tipos de animales (herbívoros mejor que lignívoros) en el momento en el que por el desarrollo del arbolado (mayor diámetro o mayor altura) el animal ya no sea capaz de causarles daño, o bien mediante el uso de protectores. En todo caso, y a medida que se incrementa la cobertura forestal, será necesario ir ajustando la carga ganadera y la composición del rebaño a la productividad y composición botánica del pasto (Mosquera-Losada *et al.* 2001; Lenore 2004; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b).

Si analizamos el aprovechamiento del material vegetal existente en un sistema silvopastoral por parte de los diferentes tipos de ganado, podemos indicar que las cabras realizan un buen control de los brotes de retama, brezos pequeños y zarzas, pudiendo incluso hacerlas desaparecer debido a su consumo repetitivo; sin embargo controla mal los helechos, pudiendo causar este último intoxicaciones. Por otro lado, no daña ni suele aprovechar las plantas pequeñas ni los brotes de *Eucalyptus globulus* Labill, aunque sí puede dañar la copa de las coníferas y otras frondosas cuando están a su alcance, llegando incluso a provocar anillamientos en los troncos de los árboles cuando la corteza no se encuentra suficientemente desarrollada (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a).

El empleo de ovejas en estos sistemas permite el control de brotes jóvenes y tiernos de tojos y brezos pequeños, sobre todo si se encuentran mezclados con herbáceas, a pesar de no ser un animal adecuado para el control de especies leñosas. Es una especie que consume bien el pasto herbáceo y su pastoreo favorece el empradizamiento, lo que puede deberse a que corta la hierba a ras del suelo, siendo compatible con eucaliptos,

con pinos y otras frondosas cuando no pueden alcanzar sus copas (Rigueiro-Rodríguez 1992; 2000).

En el caso del ganado vacuno, consume bien los brotes de brezos pequeños, los de *Pterospartium tridentatum* L. y las gramíneas antes de que se endurezcan, no controlando el tojo, la retama, el helecho ni la zarza (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a).

Según Knowles (1991), tanto las ovejas como el ganado vacuno, pueden anillar los pinos mientras la corteza sea fina, aunque no es muy frecuente y suele darse en caso de sobrepastoreo.

La introducción del caballo gallego de monte en un sistema silvopastoral servirá para controlar bien el tojo, las retamas y gramíneas duras como *Pseudarrhenatherum longifolium* Rouy, *Avenula marginata* (Lowe) y *Agrostis curtisii* Kergélen, aunque dicho control será menor en el caso de los brezos y casi nulo en las zarzas y helechos, ya que estos últimos, al igual que ocurría en la cabra, le ocasionan intoxicaciones. El caballo es una especie compatible con los eucaliptos y pinos, dado que no consume las plantas jóvenes ni los brotes, aunque puede ocasionar daños mecánicos por pisoteo en los primeros años de la repoblación (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a).

La introducción de ganado porcino puede resultar interesante para disminuir o eliminar la presencia de helecho común en determinadas zonas, dado que hozando, desentierra los rizomas que luego come o mueren por desecación (Rigueiro *et al.* 1998a).

2.2.4. PRINCIPALES INTERACCIONES ENTRE LOS COMPONENTES DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES

Los sistemas silvopastorales presentan múltiples interacciones producidas entre los tres elementos principales: arbolado, pasto y animal (Palma *et al.* 2006; Rois *et al.* 2006; Martínez-Jauregui 2007) dentro de un contexto edafoclimático determinado. Estas interacciones pueden ser positivas o negativas en función de las condiciones climáticas locales y de los requerimientos de las especies vegetales o del tipo de animal empleado (Carranza y Ledesma 2009).

2.2.4.1. Interacción árbol-pasto

En un sistema silvopastoral las interacciones que se producen entre los componentes vegetales pueden ser *directas* (a partir de la competencia por el uso de los principales recursos: luz, humedad y nutrientes del suelo) (Chang y Mead 2003) o

indirectas, al afectar un componente las condiciones ambientales que condicionan la utilización de los recursos por otro componente (Callaway y Walker 1997; Carranza y Ledesma 2009). En algunos casos, el crecimiento del pasto se puede ver limitado debido a la competencia producida por los árboles (Chang *et al.* 2002) y viceversa, por lo que es necesario prestar atención no sólo a la situación de partida, sino también a la evolución de las especies forestales, sobre todo cuando se trata de especies de crecimiento rápido, ya que las condiciones ambientales cambiarán en un corto espacio de tiempo, afectando a la productividad del pasto (Mosquera-Losada *et al.* 2001c), sobre todo en ambientes de alta productividad como es el caso de la zona atlántica española, que posee las mayores tasas de productividad forestal de Europa.

Durante los primeros años del sistema silvopastoral implantado sobre una pradera artificial, tanto las especies arbóreas como las herbáceas están sometidas a relaciones de competencia por el agua y nutrientes existentes en los primeros centímetros del perfil edáfico (López-Díaz *et al.* 1999b), debido al denso sistema radical que desarrollan las especies forrajeras (Zutter y Miller 1998; Wagner 1999; Mosquera-Losada *et al.* 2010a), por lo que es necesario realizar un seguimiento del crecimiento de ambos componentes del sistema para que se produzca el mínimo número de marras y la mínima reducción del crecimiento de las plantas forestales (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000a). Una vez que las raíces del arbolado consiguen extenderse por debajo de la zona radical de las plantas herbáceas, la competencia por el agua será menor (Mosquera-Losada *et al.* 2006), pero se mantendrá una cierta competencia por los nutrientes del suelo (Chang y Mead 2003) debido a la mayor concentración de éstos en los horizontes superficiales ligados a la materia orgánica (Sharrow 1999). Sin embargo, en zonas con problemas de sequía (zonas áridas y semiáridas) la competencia por el agua puede seguir manteniéndose (Moreno *et al.* 2005b), ya que el sistema radical de las especies forrajeras absorberá una proporción importante del agua de precipitación, que no alcanzará los horizontes más profundos, por lo que es necesario buscar un equilibrio entre la producción de madera y la de forraje a través de una adecuada densidad del arbolado (Fernández-Núñez *et al.* 2007a). En estudios realizados en el norte de la Patagonia Argentina, se observó como plantaciones de *Pinus ponderosa* se adaptaban a la competencia ejercida por las especies forrajeras mediante la modificación de la distribución de sus raíces, aumentando su proporción en los horizontes más profundos del suelo, profundidad a la que no llegan las raíces del pasto (Fernández *et al.* 2008).

Autores como Mosquera-Losada *et al.* (2001a) y McAdam (2005) indican que para una aceptable producción de pasto bajo el arbolado adulto la densidad del mismo debería estar comprendida entre 100-400 pies ha⁻¹. Parece por tanto interesante realizar plantaciones con reducidas densidades, ya que el arbolado podría alcanzar un mayor diámetro en turnos más cortos, a la vez que se incrementa la producción de pasto (Mosquera-Losada *et al.* 2001a). En el caso de que se deseen establecer sistemas silvopastorales con elevadas producciones de pasto en áreas forestales plantadas con marcos reducidos para maximizar la producción de madera de calidad, será necesario realizar fuertes claras para alcanzar la densidad que permita conseguir árboles de gran diámetro y que llegue suficiente luz al pasto para incrementar su productividad (Mosquera-Losada *et al.* 2001).

En cuanto al efecto producido por la cobertura arbolada sobre la producción de pasto herbáceo, estudios desarrollados en la zona atlántica señalan que la producción de pasto se ve drásticamente afectada cuando existe más de un 55% de cobertura arbórea en el caso de sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a). Sin embargo, en algunos casos, la cobertura arbórea puede mejorar la producción de pasto, a pesar de que se trate de arbolado adulto, debido al efecto positivo sobre ciertas condiciones ambientales (Sibbald 1999). Este es el caso de sistemas silvopastorales desarrollados en zonas con clima mediterráneo, como las dehesas, donde un factor limitante importante es la falta de humedad ambiental y no la de luz (Armand y Etienne 1996; Kyriazopoulos *et al.* 1999). En estudios desarrollados en la zona atlántica europea se ha encontrado que al inicio de las asociaciones entre el pasto y el arbolado, la producción de pasto puede mantenerse o incluso incrementarse ligeramente en comparación con las zonas abiertas (Sibbald 1996). En esta época el período de aprovechamiento del pasto se puede incrementar, debido a un aumento de las temperaturas mínimas debajo del arbolado al principio y al final de la estación de crecimiento y a un incremento de la humedad edáfica en verano (Sibbald 1996; Silva-Pando *et al.* 1998); pero a medida que va aumentando la edad del arbolado y la cobertura del mismo, las especies pratenses implantadas tienden a ser sustituidas por otras espontáneas (Silva-Pando 1988; Dodd *et al.* 2005), siendo, en general, más susceptibles a las condiciones de sombra las leguminosas que las gramíneas (Dodd *et al.* 2005; Mosquera-Losada *et al.* 2005a).

Además, el hecho de que la especie forestal presente hojas caducas o perennes tendrá un efecto diferente sobre la producción de pasto (Papanastasis 2004); así,

aquellas especies arbóreas de tipo caducifolio tendrán un efecto negativo o positivo sobre el ciclo de nutrientes del suelo y producción de pasto dependiendo de la tasa de mineralización, ya que ésta se reduce generalmente cuando una parte importante de la luz es interceptada por la cubierta arbolada, y es previsible que también afecte a la microvida del suelo (Mosquera-Losada *et al.* 2005a).

2.2.4.2. Interacción árbol-ganado

Los árboles pueden interactuar con el ganado de forma directa, a través del aporte directo de forraje, o de forma indirecta, a través de la modificación de las condiciones ambientales, fundamentalmente temperatura, movimiento del aire y humedad relativa (Carranza y Ledesma 2009).

En los sistemas silvopastorales, la atenuación de la temperatura por la cobertura forestal permite aumentar las horas dedicadas al pastoreo, además de reducir el gasto energético del mantenimiento del animal mejorando su bienestar. La atenuación de la radiación influye sobre la producción animal cuando la temperatura ambiental es baja (Wagner 1988; García y Wright 2007) debido a que el ganado aumenta el gasto de energía para mantener la temperatura corporal. Asimismo, cuando las temperaturas bajan, el ganado tiende a agruparse y evita moverse para no perder el calor por convección (García y Wright 2007).

El ganado influye sobre el estrato arbóreo fundamentalmente a través del ramoneo y de los daños mecánicos, aspecto crucial en el momento de la regeneración forestal cuando se trata de sistemas silvopastorales desarrollados en bosques naturales (Carranza y Ledesma 2009) o en masas cuya forma principal es irregular y sobre las repoblaciones en sus primeros años de establecimiento (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000a). El pastoreo en esas circunstancias puede disminuir considerablemente la vitalidad del sistema, por eso se deben tener en cuenta aspectos como la edad adecuada de la plantación para la entrada del ganado, tipo de animal y carga ganadera (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000a). Además, puede ser necesario prevenir los posibles daños que los animales le puedan causar al arbolado durante los primeros años, mediante el empleo de protectores individuales alrededor de los árboles, mediante cercados si los árboles se encuentran agrupados (McAdam 1991; Flecher *et al.* 1993; Mosquera-Losada *et al.* 2001), aislando las filas de plantación mediante alambre eléctrico (Lehmkuhler *et al.* 2003) o evitando introducir el ganado entre el período comprendido entre finales de primavera y principios de verano, época en la que el follaje de los árboles es más tierno y apetecible

para el ganado ovino y vacuno. Otra opción sería aprovechar el pasto mediante siega mientras exista el peligro de que los animales dañen los árboles (Sharrow 1983; Mosquera-Losada *et al.* 2010a). Existen también manejos selvícolas que incluyen al ganado como parte del manejo forestal, como es el caso del resalveo por conversión, en el que se cambiará la forma fundamental de la masa de monte bajo o medio a monte alto (San Miguel 2001).

Asimismo, al introducir animales en el sistema silvopastoral se produce una distribución desigual del pasto en el terreno y habrá menos animales cerca de los árboles debido al incremento de la compactación del suelo en estas zonas (si empleamos cargas ganaderas excesivas) por ser el lugar en donde los animales prefieren tumbarse, siendo las áreas más alejadas de los árboles donde los animales prefieren aprovechar el pasto, y por tanto, donde realizan habitualmente las deyecciones que servirán como fertilizante (McAdam y Hoppe 1996).

2.2.5. LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES Y EL CLIMA

El clima tiene un papel importante en el desarrollo del sistema silvopastoral ya que define los principales factores que afectan al crecimiento de la vegetación (radiación, humedad y temperatura), los cuales, en el caso del pasto, pueden ser modificados por el desarrollo de la copa de los árboles (Carranza y Ledesma 2009).

La temperatura afecta de forma notable a la evolución de la composición botánica de la pradera, al influir en la competencia entre las diferentes especies prateras. Las leguminosas, por lo general, presentan un intervalo de respuesta a la temperatura menos amplio que las gramíneas, y las temperaturas que requieren los tréboles para el comienzo del crecimiento y alcanzar su óptimo son superiores a las requeridas por la mayoría de las gramíneas de clima templado (Mosquera-Losada *et al.* 1999b). Por otro lado, existe una competencia entre los tréboles y las gramíneas por la luz ya que el trébol se ve perjudicado por la mayor altura de las gramíneas, que le impide recibir suficiente radiación para alcanzar un desarrollo óptimo (Frame 1990). Asimismo, la temperatura afecta a la tasa de aparición y expansión de las hojas nuevas de las especies del sotobosque, de ahí que actúe directamente sobre el crecimiento de los vástagos herbáceos y, por lo tanto, sobre su capacidad productiva (Mosquera-Losada *et al.* 1999b).

En el caso de la radiación, no debemos olvidar que la luz es la fuente de energía para la biosíntesis de glucosa a partir de agua y dióxido de carbono, molécula implicada

en la síntesis de sustancias orgánicas primarias. Por ello, Sibbald y Sinclair (1990); Knowles *et al.* (1999) y Silva-Pando *et al.* (2002b) señalan que el crecimiento de la cubierta vegetal está relacionado de forma lineal con la radiación solar interceptada, que a su vez depende del índice de área foliar (LAI), y por tanto la tasa de crecimiento del pasto se incrementará a medida que lo haga el índice de área foliar.

Además, hay que tener presente que la vegetación arbórea intercepta la precipitación y en consecuencia parte de la misma no llega al suelo (Leblic 2004). La disponibilidad de agua es un factor importante en la producción total del sistema silvopastoral (Mosquera-Losada *et al.* 1999b), sobre todo en la producción total de pasto y en su distribución anual (Piñeiro-Andión y Pérez 1987) e interanual (Corral *et al.* 1982).

2.2.6. SISTEMAS SILVOPASTORALES EN GALICIA

Según datos del MARM (Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino 2007), la superficie de la comunidad autónoma de Galicia es de alrededor de tres millones de hectáreas, que representan el 6 % del territorio nacional. El 60 % del territorio gallego se clasifica como terreno forestal, siendo el 48 % terreno forestal arbolado, es decir 1425000 hectáreas. Galicia es una región fundamentalmente ganadera, en ella se produce cerca del 31% de la leche de toda España (MARM 2007). Alrededor del 25 % de la superficie agraria está ocupada por prados y cultivos, fundamentalmente forrajeros (Fig. 3). Esto explica la mayor superficie y producción de pradera polifita en peso verde de Galicia (226065 ha y 5991001 Mg, respectivamente) en comparación con las otras comunidades autónomas españolas (Aragón: 170013 ha de superficie y 45788 Mg de producción de pradera polifita; Cataluña: 109142 ha y 1850,47 Mg; Andalucía: 87377 ha y 1479 Mg de superficie y de producción de pradera polifita, respectivamente) (MARM 2007). La pradera polifita es aquella que contiene dos o más especies, incluyendo generalmente mezcla de gramíneas y leguminosas (San Miguel 2001).

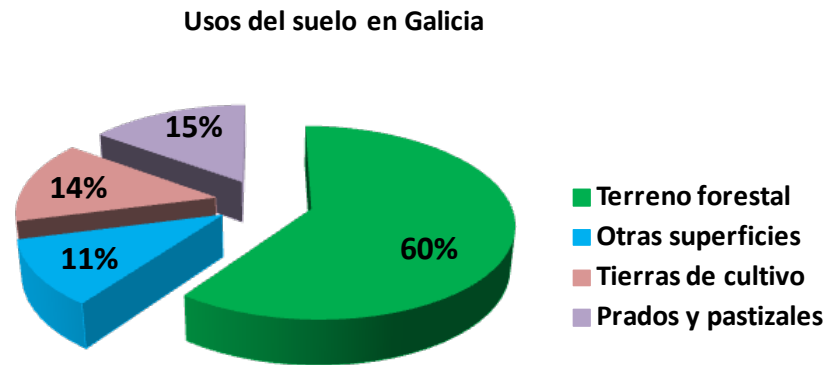


Fig. 3. Uso del suelo en Galicia (MARM 2007)

Hoy en día, en el territorio gallego nos encontramos con un paisaje netamente forestal comparable al existente en otros países centroeuropeos de amplia tradición forestal, como Alemania y Francia, en el que predominan especies de crecimiento rápido destinadas a la producción de madera para uso industrial (Marey-Pérez *et al.* 2004), siendo las especies arbóreas con mayor presencia en Galicia: *Pinus pinaster* Ait (390.000 ha), *Quercus robur* L. (195.000 ha), *Eucalyptus globulus* Labill (159.000 ha), *Quercus pyrenaica* Willd (101.000 ha), *Pinus sylvestris* L. (64.000 ha) y *Pinus radiata* D. Don (60.000 ha) (MMA 2002).

En los últimos años hay que destacar el incremento de la superficie arbolada que se está produciendo debido al abandono paulatino de muchas explotaciones agropecuarias, lo que conlleva un cambio del uso de la tierra de agrícola a forestal. Según los datos del II Inventario Forestal Nacional (II IFN 1987) y III Inventario Forestal Nacional (III IFN 1998) la superficie arbolada creció entre esos años un 27,1 % en el caso de montes particulares y un 64,8 % en el caso de los montes públicos y vecinales. Este aumento tan importante de la superficie arbolada supone problemas de gestión, debido a que el mantenimiento de las masas, con las necesarias labores de desbroces, claras y podas, es costoso.

En el norte de la Península Ibérica se realizaron en el pasado reciente experiencias que en algunos casos continúan en la actualidad acerca del aprovechamiento pascícola de los matorrales y de su mejora y transformación en praderas (Osoro *et al.* 1999). En los pastos naturales en Galicia son frecuentes especies como *Agrostis capillaris* L., *Agrostis castellana* Boiss et Reut, *Agrostis stolonifera* L., *Alopecurus pratensis* L., *Anthoxanthum odoratum* L., *Bromus mollis* L., *Lolium perenne* L., *Phleum pratense* L.,

Poa pratensis L., *Lotus pedunculatus*, *Trifolium pratense* L., *Trifolium repens* L., *Plantago lanceolata* L., *Ranunculus repens* L., *Thrincia hirta* Roth, *Mentha suaveoleus* L., *Rumex obtusifolius* L., *Rumex acetosa* L., *Cirsium palustre* L., *Cardamine pratensis* L., *Cyperus longus* L., *Sonchus oleraceus* L., *Bellis annua* L., *Bellis perennis* L., *Achillea millenifolium* L., *Prunella vulgaris* L., *Juncus conglomeratus* L., *Juncus effusus* L. y *Oenanthe crocata* L. De todas estas especies las que mejor se comportan desde una perspectiva productiva son *Lolium perenne* L., *Trifolium repens* L., *Trifolium pratense* L. y *Dactylis glomerata* L. (Moreno 1983; Mosquera-Losada *et al.*, 1999b). Las especies más comunes encontradas en las praderas polifitas de Galicia son *Lolium perenne* L., *Lolium multiflorum* Lam, *Dactylis glomerata* L., *Trifolium pratense* L. y *Trifolium repens* L., entre otras especies (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a; Mosquera-Losada *et al.* 1999b; 2006; 2009c).

La compatibilización del ganado con el arbolado ha sido tradicionalmente más problemática, siendo frecuente la prohibición por parte de las administraciones de la entrada del ganado en los bosques y masas arboladas por temor a posibles daños. En la actualidad, el pastoreo en los terrenos de monte sigue siendo un foco de conflictos en regiones como Galicia, por lo que es necesario ordenarlo, y la ordenación del pastoreo en montes arbolados puede organizarse a través de sistemas silvopastorales (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005a), dado que permiten compaginar la producción ganadera y la forestal y obtener beneficios de ambas. Además, la Directiva Europea CE 1698/2005 (UE 2005) relativa a las ayudas al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural contempla ayudas directas para el establecimiento de sistemas agroforestales. Según el informe realizado en el año 2009 sobre la aplicación de las medidas forestales en el marco del Reglamento 1698/2005 de desarrollo rural (UE 2005) se espera que entre los años 2007-2013 sean implantados sistemas agroforestales en 60.000 ha de superficie agrícola, beneficiándose así a 3.000 propietarios de tierras y correspondiéndole a cada beneficiario 18 ha (UE 2009).

El estudio de los sistemas silvopastorales en Galicia se centra fundamentalmente en dos situaciones: en zonas agrícolas abandonadas que se van a repoblar y en zonas forestales arboladas (Mosquera-Losada *et al.* 2001c), siendo las especies arbóreas más utilizadas en la implantación de los sistemas silvopastorales el *Pinus pinaster* Ait., *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill. (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005a).

La utilización de *Pinus radiata* D. Don en los sistemas agroforestales es una práctica muy extendida y especialmente en el establecimiento de sistemas

silvopastorales (Peri *et al.* 2007; Benavides *et al.* 2009). Según los datos del Tercer Inventario Forestal Nacional (MMA 2002), las plantaciones de *Pinus radiata* D. Don ocupan en Galicia, una superficie total de 60.000 hectáreas, siendo la especie más utilizada en las repoblaciones forestales en la provincia de Lugo y representando el 5% de la superficie arbolada gallega (MMA 1998; 2000; 2002; Sánchez-Rodríguez *et al.* 2002; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005a).

El establecimiento de sistemas silvopastorales con *Pinus radiata* puede tener una gran importancia desde un punto de vista económico en comparación con los sistemas exclusivamente forestales, ya que, por una parte, permitiría obtener cierta rentabilidad con una periodicidad anual (Fernández-Núñez *et al.* 2007a) y por otra reduciría el riesgo de incendios (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005a; Fernández-Núñez *et al.* 2007a).

2.2.6.1. Características y selvicultura del *Pinus radiata* D. Don

Pinus radiata D. Don, conocido comúnmente como pino insigne o pino de Monterrey, es una especie arbórea originaria de la costa occidental de los EEUU, siendo su área de distribución natural muy reducida, ya que se ciñe a la costa de California (con tres pequeños núcleos, Swanton, Cambria y Monterrey), al sur de San Francisco y a las islas de Santa Rosa, Santa Cruz y Guadalupe (Dans del Valle *et al.* 1999).

La importante tasa de crecimiento del *Pinus radiata* junto con la precocidad con la que alcanza su máxima producción en volumen y la calidad aceptable de su madera para diferentes usos han fomentado el empleo de esta especie en repoblaciones en numerosos países y regiones de la zona templada del mundo, siendo Nueva Zelanda uno de los países pioneros en el establecimiento de sistemas silvopastorales con esta especie (Benavides *et al.* 2009).

Pinus radiata D. Don es una especie cuyo porte varía según la espesura en que se haya desarrollado; así, en las repoblaciones artificiales densas suele formar copas estrechas y puntiagudas, coronándose a los 40-50 años. Si el lugar está protegido y el suelo es profundo, la altura de los pies dominantes puede llegar a 40 m, pero en los peores sitios, más expuestos o de suelo superficial no pasa de 10 m. Es muy rara la presencia de diámetros superiores al metro, debido a la corta vida de este árbol, que no suele durar más de 100 años en sus bosques naturales (Dans del Valle *et al.* 1999).

A la hora de plantearse la selvicultura a realizar con esta especie, desde un principio se debe tener presente el tipo de madera que se quiere producir, decisión que condiciona

el método de plantación, el turno de corta y los cuidados selvícolas a realizar (Dans del Valle *et al.* 1999).

La selvicultura de *Pinus radiata* se practica particularmente en las comunidades vasca y gallega, y rinde una producción global anual de madera de unos 3,5 millones de m³, con una productividad variable entre 10 y 25 m³ ha⁻¹ año⁻¹ (Sánchez-Rodríguez 2001). Los turnos de corta han tenido una tendencia creciente en los últimos años, paralela a la realización de claras más fuertes y a favorecer la utilización de su madera para aserrado y desenrollo. Las piezas de menor dimensión tienen su destino principal en la producción de tableros (Rodríguez-Soalleiro *et al.* 2004).

El pino insigne es un árbol que presenta una gran tendencia a mantener las ramas en el tronco, incluso mucho tiempo después de que éstas hayan muerto, formando nudos que inutilizan la madera para el aserrío, lo que obliga a realizar labores de poda. Estas labores deben concentrarse en la parte baja-media del tronco, ya que es en esta zona donde se produce la madera más gruesa y de mejor calidad, y por tanto donde se concentra el 70 % del valor total del árbol (Dans del Valle *et al.* 1999). Por otro lado, las podas también constituyen una eficaz labor de prevención de incendios, ya que rompen la continuidad entre las ramas de los árboles y el matorral del sotobosque y al mismo tiempo favorecen la aireación basal, lo que limita el desarrollo de hongos que provocan enfermedades (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005b).

En terrenos con buena calidad de estación (suelos profundos, ausencia de heladas, precipitaciones bien repartidas a lo largo del año y pendientes que permitan el empleo de maquinaria) se podría realizar una selvicultura intensiva con *Pinus radiata*, con turnos de corta reducidos, densidades iniciales entre 800-1000 árboles ha⁻¹, dos o tres claras y podas fuertes a temprana edad. Por el contrario, las plantaciones efectuadas en terrenos con calidad de estación regular o mala, requerirán una selvicultura más progresiva, con turnos de corta más largos, mayores densidades de plantación e intervenciones de claras y podas menos intensas (Dans del Valle *et al.* 1999).

Los suelos sobre los que se asienta esta especie son principalmente ácidos o muy ácidos, la mayoría profundos y con textura franco-arenosa, con buena permeabilidad, por lo que en Galicia únicamente no se asentaría bien sobre suelos mal drenados (Calvo de Anta *et al.* 1992). Además, los suelos en los que se asienta esta especie presentan bajas concentraciones de Ca, Mg, K y P extraíbles, lo que se atribuye al lavado por elevadas precipitaciones, a la escasa liberación de nutrientes por la alteración de las rocas y a su tendencia a fijar el P de forma no asimilable por las plantas por distintos

compuestos de Fe y Al (Rodríguez-Soalleiro 2004); por lo que, el rápido crecimiento de esta especie se atribuye a las favorables condiciones meteorológicas de Galicia así como a su tolerancia a la acidez del suelo (Rodríguez-Soalleiro *et al.* 2004).

Hay que destacar que en el suelo bajo pinares de esta especie se acumula una gruesa capa de hojarasca y residuos orgánicos, pudiendo alcanzar grosores comprendidos entre 8 y 15 cm, que puede limitar el desarrollo del pasto (Dans del Valle *et al.* 1999). Asimismo, algunos autores mostraron una relación inversamente proporcional entre el crecimiento del arbolado y la producción de pasto, debido a la reducción de la radiación incidente en el pasto con el paso del tiempo (Sibbald 1996; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000b y 2005c).

El establecimiento de sistemas silvopastorales en Galicia con *Pinus radiata* D. Don permitirá obtener sistemas estables a medio o a largo plazo, de carácter multifuncional y sostenible y que proporcionan beneficios económicos a través de la producción de madera y carne (Benavides *et al.* 2009), además de acortar el tiempo de recuperación de la inversión inicial en comparación con los sistemas exclusivamente forestales (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009a).

2.2.6.2. Características de los suelos gallegos. Acidez y Encalado

En Galicia los suelos son en general ácidos, debido al tipo de roca y a las importantes precipitaciones que se producen, que favorecen el lavado de bases y el dominio del aluminio en el complejo de cambio (López-Díaz *et al.* 2007).

Los suelos ácidos no permiten un desarrollo adecuado de la mayoría de los cultivos, debido al descenso de la fertilidad como consecuencia de las bajas concentraciones de los diferentes cationes en la solución del suelo, a excepción del aluminio (López-Mosquera 1995). Esta acidez puede corregirse elevando el pH hasta un valor próximo a la neutralidad, mediante las aportaciones adecuadas de productos neutralizantes como la cal (Loué 1988; Alloway 1995; Smith 1996; López-Mosquera 1995). Sin embargo, en muchas ocasiones, la reducción del porcentaje de saturación de aluminio, que requiere menores cantidades de cal, provoca mejoras en la productividad de los cultivos que se desarrollan sobre ese suelo (Mosquera 1992; López-Mosquera 1995).

En la Fig. 4 se observa la relación existente entre el pH y el porcentaje de saturación de aluminio bajo diferentes dosis de encalado.

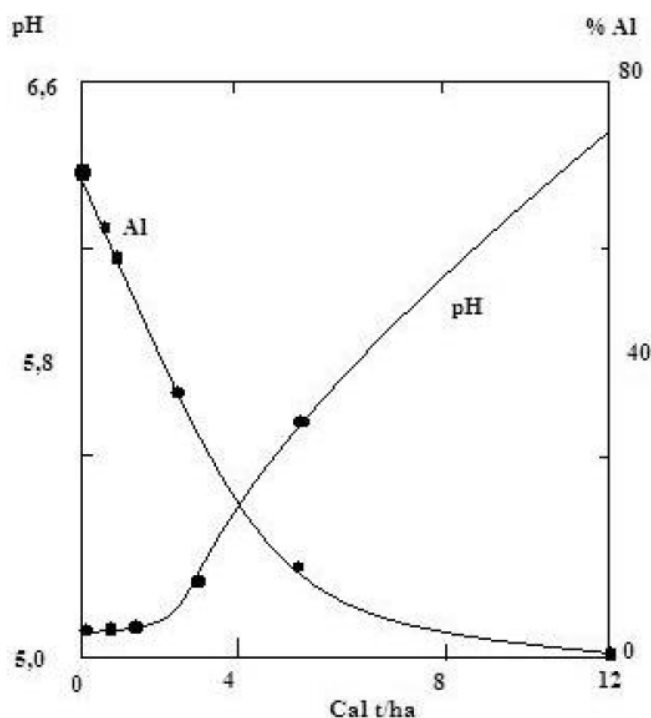


Fig. 4. Efectos de la aplicación de cal sobre pH y sobre el porcentaje de Al en la capacidad de intercambio catiónico efectiva en suelos de Galicia (Mombiola 1983a).

La reacción de la cal aplicada en suelo agrícola es lenta y tiene lugar a lo largo de varios años. Durante el primer y segundo año la reacción de la cal en el suelo es algo más rápida, más tarde declina gradualmente, alcanzándose el pH máximo después de los dos años de aplicación. Transcurrido este tiempo la reacción es más lenta y el pH desciende gradualmente hasta que se produce un nuevo encalado (López-Mosquera 1995). El cálculo de la dosis de caliza a emplear se realizó durante mucho tiempo en base al pH y textura del suelo, calculando el aporte de cal necesario para alcanzar pH entre 6,5-7, pero en Galicia, no se obtuvieron resultados en términos de producción pascícola que justificaran el empleo de dosis muy altas de cal, ya que se encontraba limitada por la presencia de Al en el complejo de cambio, que es uno de los principales factores causantes de la baja fertilidad de los suelos ácidos (López-Mosquera 1995). Piñeiro *et al.* (1977) y Mombiola (1983b) indican que las dosis de cal deben basarse en la neutralización del aluminio del complejo de cambio; así Mombiola y Mateo (1984) y López-Mosquera (1995) indican que la enmienda caliza en la implantación de una pradera debe ser del orden de 2 Mg ha^{-1} .

Experiencias llevadas a cabo por Mosquera (1992) mostraron la posibilidad de mantener, durante al menos 6 años, praderas en zonas de monte realizando únicamente el encalado en el momento de la siembra con una dosis entre $3\text{-}6 \text{ Mg ha}^{-1}$ de caliza.

Las enmiendas calizas, además de incrementar el pH del suelo, provocan un aumento de la capacidad de intercambio catiónico y de la actividad microbiana (Bailey 1995) en suelos muy ácidos, lo que favorece la mineralización de la materia orgánica y, por lo tanto, la liberación de nutrientes (Harris *et al.* 1996; Wheeler 1998).

El encalado, al aumentar el pH, también reduce la solubilidad de metales pesados (Marschner *et al.* 1992), en concreto de hierro (Kabata y Pendías 1985; Loué 1988), manganeso (Loué 1988; Domínguez-Vivancos 1997), níquel (Juste y Soldá 1998; Virgel-Mentxaka 2002), cromo (Kabata y Pendías 1985; Smith 1996; Juste y Soldá 1998), cobre (Krebs *et al.* 1998; Römken *et al.* 1999), cadmio (Juste y Soldá 1988; Krebs *et al.* 1998) y plomo (Andrade-Couce *et al.* 1985c; Salomons *et al.* 1995).

Por otra parte, con el encalado se produce un aporte de calcio y a veces de magnesio, incrementándose la disponibilidad de estos elementos (García *et al.*, 1986; López-Díaz 2004), pero también puede reducirse la asimilabilidad del potasio, debido a la relación de antagonismo existente entre este elemento y el calcio (Barber 1995). Asimismo, la acción del calcio como floculante de los coloides con carga negativa (McLean 1971), refuerza la cohesión de los agregados, además de producir un aumento de la producción vegetal y de la calidad del pasto, al mejorar la disponibilidad de los nutrientes en el suelo (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a; Mosquera-Losada *et al.* 2000a, López-Díaz *et al.* 2007) y al neutralizar el aluminio presente en el complejo de cambio, lo que, a su vez, da lugar a una mayor presencia de las especies sembradas, más exigentes en cuanto a fertilidad (Stevens y Laughlin 1996; Wheeler 1998).

El efecto del encalado sobre el crecimiento del arbolado y del pasto en sistemas silvopastorales desarrollados en suelos extremadamente ácidos sobre los que se estableció una pradera con *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* y *Trifolium repens* en una plantación de *Pinus radiata* de cinco años de edad en Galicia ha mostrado que mejora notablemente el crecimiento del arbolado, no provocando mejoras en la producción de pasto (López-Díaz *et al.* 2007). Este efecto se explica por la liberación lenta de nutrientes que provoca el encalado al activar la mineralización de la materia orgánica, que son aprovechados por el arbolado, con una rizosfera más profunda, de forma más eficiente que el pasto (López-Díaz *et al.* 2007). Sin embargo, cuando se realizó una experiencia similar en zonas de monte pero encalando a edades más tempranas del arbolado (un año) se produce un efecto positivo sobre la producción de pasto que provoca una disminución del crecimiento del arbolado, al desarrollarse las

raíces del arbolado y de la pradera a la misma profundidad (Fernández-Núñez *et al.* 2008; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009b).

2.3. FERTILIZACIÓN

2.3.1 FERTILIZACIÓN EN SISTEMAS SILVOPASTORALES

En un sistema silvopastoral, la competencia por los recursos limitados puede suponer una merma en el crecimiento de alguno de los componentes vegetales que lo forman (Yunusa *et al.* 1995). Hawke (1991) indica que, en estos casos, un programa de fertilización regular ayudará a mejorar la composición específica del pasto y su producción, y por tanto la rentabilidad de la explotación ganadera, teniendo en cuenta las implicaciones medio ambientales, tales como: acidificación del suelo (Van Breemen *et al.* 1982), movilidad de aluminio (Johnson 1992) o alteración de las emisiones de gases de tipo invernadero (Butterbach-Bahl *et al.* 1998; Ventera *et al.* 2003), entre otras. El problema es la propia complejidad de este tipo de sistemas, debido a la presencia de un cierto número de especies con necesidades distintas en la misma superficie (Dupraz *et al.* 2005).

Cuando se siembran especies pratenses en Galicia, la fertilización que se debe aplicar poco antes de la siembra es fundamentalmente fosfórica y potásica, ya que son los elementos más deficitarios y resultan fundamentales para que puedan establecerse las leguminosas, que poseen muy buena calidad pascícola e incrementan la producción del pasto, debido a la aportación de nitrógeno al suelo que realizan mediante fijación simbiótica (González 1992). Además del fósforo y el potasio, el nitrógeno también es un elemento que suele aportarse al suelo una vez establecida la pradera, principalmente con el objeto de incrementar la producción y para el mantenimiento de las especies sembradas (López-Díaz *et al.* 2009). Las especies espontáneas generalmente muestran una menor respuesta a la aplicación de dosis medias o altas de nitrógeno, lo cual favorece que se desarrollen más las implantadas, que disminuya la diversidad de plantas vasculares y que aumente la calidad del pasto (Whitehead 1995). Asimismo, la fertilización nitrogenada tiene un efecto negativo sobre la presencia de especies leguminosas, en beneficio de las gramíneas (Whitehead 1995; Mosquera-Losada *et al.* 1999b; López-Díaz 2004).

A la hora de planificar la fertilización es importante conocer el ciclo del nutriente que se aporta; así, en el caso del nitrógeno, se recomienda realizar varias aplicaciones al

año (Mosquera 1992; Whitehead 2000), al ser un elemento de escasa persistencia en el suelo, al contrario de lo que sucede con los fertilizantes fosfóricos y potásicos (Whitehead 2000). Las dosis de fertilizante se suelen aplicar teniendo en cuenta la potencialidad productiva de la zona, y se calculan con una base anual. Normalmente, durante los primeros años de establecimiento del sistema silvopastoral, el componente arbóreo tiene una menor demanda de nutrientes que la vegetación herbácea, debido a que su crecimiento es más lento. Por ello, en las primeras edades del arbolado, la dosis de fertilizante a aplicar será aquella que garantice un crecimiento adecuado del pasto, sin perjudicar, o mejor aún favoreciendo al arbolado (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009a). A medida que la sombra del arbolado va limitando el crecimiento de la vegetación herbácea, el efecto de la fertilización sobre la producción de pasto será menor y, en consecuencia, la dosis adecuada disminuirá. En ese momento, la reducida respuesta a la fertilización por parte del pasto situado bajo el arbolado indicará que la luz, más que los nutrientes, es el factor que restringe el crecimiento (Silva-Pando *et al.* 1998; McAdam y Sibbald 2000; Mosquera-Losada *et al.* 2006, López-Díaz *et al.* 2009).

La fertilización inorgánica es la herramienta más eficaz y sencilla a disposición del pascicultor que le permite incrementar la producción de pasto y por tanto gestionar mejor y de forma más rentable la base territorial de su explotación. No obstante, el incremento de los precios de los fertilizantes en los últimos años hace que los propietarios de las explotaciones busquen alternativas a los fertilizantes inorgánicos, como es el caso de los fertilizantes orgánicos, entre los que destacan el purín o los lodos de depuradora urbana (Mosquera-Losada *et al.* 2001a y b; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2007, Mosquera-Losada *et al.* 2006; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2008).

2.3.1.1 Fertilización orgánica: Lodos de depuradora urbana

El deterioro químico de las aguas continentales es uno de los problemas actuales existentes en España y Europa, y que tiene su origen en los vertidos procedentes de las industrias y también de las poblaciones (Mosquera-Losada *et al.* 2010b). La Unión Europea a través de la Directiva 91/271/CEE (UE 1991) obligaba a que los núcleos de población con más de 15.000 habitantes dispusieran de sistemas colectores de aguas residuales urbanas desde el 31 de diciembre del 2000, mientras que en el caso de núcleos urbanos de entre 2.000 y 15.000 habitantes se establecía una prórroga hasta el 31 de diciembre del 2005. Al mismo tiempo se exigía que estas aguas se sometieran a tratamientos secundarios antes de su vertido en núcleos con más de 15.000 habitantes, y

en núcleos de más de 10.000 habitantes a partir del 31 de diciembre del 2005 (a partir del 2000 para los vertidos en aguas dulces o estuarios). Todo ello ha dado lugar al aumento del número de plantas depuradoras de aguas residuales y, por tanto, de la producción de lodos residuales, que son los residuos que se obtienen una vez que se tratan las aguas residuales urbanas.

El empleo de los lodos como abono está promovido por la UE (86/278/CCE) y por la normativa española (R.D 1310/1990) debido a las mejoras físicas del suelo que origina el propio aporte de materia orgánica y al reciclaje de los nutrientes existentes en su composición, como por ejemplo fósforo y nitrógeno (MMA 2006), permitiendo que las sustancias orgánicas presentes en el fertilizante se incorporen al suelo, mejorando la calidad y composición del humus. Así, el aporte de materia orgánica al suelo favorece la formación de agregados (Sort y Alcañiz 1999a), mejorándose la aireación al aumentar la porosidad (Sort y Alcañiz 1999b), la disponibilidad de agua (Navarro *et al.* 1995) y la capacidad de intercambio catiónico y favoreciéndose la asimilabilidad de los elementos nutritivos por parte de las plantas (Guerrero 1996; Labrador 1996). En España, la cantidad de lodo de depuradora urbana destinada a la agricultura pasó de 314329 a 725428 Mg al año en el periodo comprendido entre los años 2001 y 2005, lo cual significa un incremento del 31 % (PNIR 2006) (Plan Nacional Integrado de residuos).

La fertilización orgánica, a diferencia de la inorgánica, proporciona una mayor cantidad de nutrientes al suelo, al mismo tiempo que se produce un reciclaje de los mismos (Mosquera-Losada *et al.* 2009d). Para establecer la dosis de fertilizante orgánico a aplicar es necesario realizar un análisis del suelo, para conocer qué cantidad de nutrientes se encuentran disponibles en el mismo y estimar la fertilización necesaria para poder alcanzar los niveles de nutrientes esenciales requeridos por las plantas (López-Díaz *et al.* 2009). La dosis de aplicación del lodo suele calcularse en función de los niveles de nitrógeno del mismo y de la tasa de mineralización (EPA 1994). Por ello se deben aplicar dosis adecuadas de lodo en el momento en el que la absorción por parte de los cultivos sea máxima. Además de la elección adecuada de la dosis de lodo, la fecha de aplicación de este residuo también es importante para optimizar su uso, ya que si el lodo se aplica muy temprano, en invierno, los nutrientes pueden lixiviarse, no siendo absorbidos ni por la raíces del arbolado ni por las del pasto (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010a), provocando una contaminación de las aguas, como citan para el País Vasco Egiarte *et al.* (2005). Por el contrario, si se aplican demasiado tarde, el aprovechamiento de los nutrientes del lodo por parte del pasto se retrasa, lo que podría

limitar su crecimiento y como consecuencia no se podría realizar un aprovechamiento temprano del mismo por el ganado, lo que obligaría a aumentar la cantidad de concentrados en la dieta animal, con el consiguiente incremento de los costes (Peyraud *et al.* 2004).

La Directiva Europea 86/278/CEE establece que, para el uso agrícola de lodos de depuradora urbana, es necesario tener en cuenta, en primer lugar, las necesidades de las plantas y en segundo lugar el contenido en metales pesados del suelo, evitando dañar la calidad y la productividad del mismo, lo que hace preciso realizar análisis edafológicos continuos. De forma general, y una vez aplicado el lodo, esta vigilancia se centra principalmente en los metales pesados, debido a la mayor concentración de éstos en los lodos aplicados que en el suelo, ya que, a determinada concentración, los metales pesados pueden encontrarse disponibles para las plantas, con la posibilidad de entrar en la cadena trófica y producir fenómenos de toxicidad y riesgos para la salud (Binkley *et al.* 1995; Mosquera-Losada *et al.* 2009c). El problema de los metales pesados es más importante en suelos ácidos, debido al incremento de la solubilidad de los metales a pH más bajos, facilitando la absorción de estos elementos por parte de las plantas (Smith 1996). A su vez, la absorción por las plantas está condicionada por la concentración y disponibilidad del propio elemento, por la especie vegetal de que se trate y por la interacción con otros elementos (López-Mosquera *et al.* 2005). Por todo ello, la aplicación excesiva de lodos al suelo podría originar una disminución del rendimiento de los cultivos, así como problemas de toxicidad en los animales o en las personas que consuman sus productos (Mosquera-Losada *et al.* 2001a; Mosquera-Losada *et al.* 2009d). En este sentido interesan los lodos procedentes de efluentes urbanos con una preponderancia doméstica igual o superior al 70% del volumen de agua tratado, así como los que se obtengan de efluentes industriales con un origen exclusivamente agroalimentario (Rodríguez-Barreira 2007), ya que ésto limita considerablemente la cantidad de metales pesados existentes en el lodo. Las aguas residuales con un componente industrial superior al 30% y las que proceden de operaciones industriales no agroalimentarias se considera que generan lodos con un mayor contenido en metales pesados, lo que limitaría de forma considerable su empleo agrícola.

En España, el Real Decreto 1310/1990 (BOE 1990) recoge la normativa que regula la utilización agrícola de los lodos de depuradora en este país. Establece unos valores límite de concentración de metales pesados en el suelo y en el lodo, similares a los establecidos por la Directiva Europea 86/278/CEE (UE 1986). De este Real Decreto es

especialmente importante, desde nuestro punto de vista, el artículo 3º que señala entre otros aspectos:

Los suelos sobre los que podrán aplicarse los lodos tratados deberán presentar una concentración de metales pesados inferior a la establecida en la Tabla 3.

Valores límite (mg kg ⁻¹)		
Parámetros	Suelos con pH<7	Suelos con pH>7
Cadmio	1	3
Cobre	50	210
Cromo	100	150
Níquel	30	112
Mercurio	1	1,5
Plomo	50	300
Zinc	150	450

Tabla 3. Concentración máxima de metales pesados en suelos susceptibles de ser fertilizados con lodos (BOE 1990).

Los lodos tratados a utilizar en los suelos no excederán, en cuanto al contenido en metales pesados, de los valores límite recogidos en la Tabla 4.

Valores límite (mg kg ⁻¹)		
Parámetros	Suelos con pH<7	Suelos con pH>7
Cadmio	20	40
Cobre	1000	1750
Cromo	1000	1500
Níquel	300	400
Mercurio	16	25
Plomo	750	1200
Zinc	2500	4000

Tabla 4. Concentración máxima de metales pesados en lodos destinados a uso agrícola o forestal (BOE 1990).

Las cantidades máximas de lodos que podrán aportarse al suelo por hectárea y año serán las que, de acuerdo con el contenido en metales pesados de los suelos y lodos a

aplicar, no rebasen los valores límite de incorporación de los metales pesados establecidos en la Tabla 5.

Parámetros	Valores límite (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Cadmio	0,15
Cobre	12
Cromo	3
Níquel	3
Mercurio	0,1
Plomo	15
Zinc	30

Tabla 5. Valores límite de incorporación de metales pesados en suelos basándose en una media de 10 años (BOE 1990).

El Real Decreto 1310/1990 (BOE 1990) también establece algunas prohibiciones como: “Aplicar lodos tratados en praderas, pastizales y demás aprovechamientos a utilizar en pastoreo directo por el ganado, con una antelación menor de tres semanas respecto a la fecha de comienzo del citado aprovechamiento directo”.

2.3.1.1.1 Efectos de la adición de lodo sobre las propiedades químicas del suelo

- **Efectos del aporte del lodo sobre el pH**

El efecto del aporte del lodo de depuradora urbana sobre el pH del suelo depende del tipo de lodo que se emplee y del suelo en el que se aplique. Numerosos autores han descrito el incremento de pH al aplicar lodos de depuradora urbana (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2004b; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005c), principalmente en suelos ácidos, debido al aporte de cationes que se realizan, en especial calcio (López-Díaz *et al.* 2007; Rodríguez-Barreira 2007). En cambio, en suelos neutros o básicos ese incremento de pH no llega a ser relevante debido a las mayores concentraciones de calcio existentes en los suelos de partida (O’Riordan *et al.* 1987; Mosquera-Losada *et al.* 2006; Cucci *et al.* 2008).

- **Efectos del aporte del lodo sobre la materia orgánica en el suelo**

Hay que tener presente que las aplicaciones sucesivas de lodo al suelo (Andrade-Couce *et al.* 1985a), así como el aumento de la dosis aplicada de este residuo (Canet *et al.* 1996) puede provocar un incremento en el contenido de materia orgánica en el mismo, dependiendo del tipo de suelo al se aportan estos lodos. Así, en experiencias llevadas a cabo en terrenos agrícolas se encontró un aumento en los niveles de materia orgánica con la aplicación de lodo durante un año (Díaz-Lozano 2003), mientras que en terrenos de monte ese efecto no se muestra de forma tan clara, debido a que en este último caso el aporte de materia orgánica es pequeño en relación a la existente previamente en el suelo (López-Díaz *et al.* 2007).

- **Efectos del aporte del lodo sobre la capacidad de intercambio catiónico del suelo**

En general la capacidad de intercambio catiónico de un suelo puede verse mejorada tras el aporte de lodo, sobre todo en suelos arenosos, y en aquellos en los que los aportes provocan un incremento del contenido de materia orgánica (Piccolo *et al.* 1992). Sin embargo, también existen suelos en los que esto no ocurre debido a la rápida mineralización del lodo o a que el suelo donde se aporta posee una elevada proporción de materia orgánica en comparación a la aplicada con el lodo (Bolt *et al.* 1976; Giusquiani *et al.* 1995; Gigliotti *et al.* 2001). En Galicia, se han encontrado ambas situaciones, ya que la aplicación de lodo ocasionó incremento en los niveles de materia orgánica en el suelo un año después de su aporte en terrenos agrícolas (Díaz-Lozano 2003; Mosquera-Losada *et al.* 2006) pero no en terrenos de monte (López-Díaz *et al.* 2007).

- **Efectos del aporte del lodo sobre la saturación de aluminio en el complejo de cambio**

Autores como Andrade-Couce *et al.* (1985a) y López-Díaz *et al.* (2007) han señalado una reducción en la presencia de aluminio en el complejo de cambio en suelos ácidos tras la aplicación de lodo de depuradora como fertilizante, debido a los aportes de calcio que se producen con este residuo, lo que no sucede en suelos que no son ácidos, en los que el porcentaje de saturación de aluminio es reducido.

- **Efectos del aporte del lodo sobre el contenido de calcio en el suelo**

La aplicación de lodo como fertilizante produce un incremento en el contenido de calcio total e intercambiable en el suelo, debido al aporte de este elemento y al incremento del pH que mejora su disponibilidad (García *et al.* 1986). Experiencias realizadas por Andrade-Couce *et al.* (1985a) con lodos de depuradora urbana en suelos agrícolas, y por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010) en suelos de monte, muestran un aumento del calcio en el suelo al emplear este residuo como fertilizante.

- **Efectos del aporte del lodo sobre el contenido de metales pesados en el suelo**

Uno de los principales problemas del uso de lodos de depuradora urbana en agricultura está relacionado con el mayor nivel de metales pesados que poseen en comparación con el suelo (López-Mosquera *et al.* 2005; Mosquera-Losada *et al.* 2009c). Si bien los suelos tienen cierta capacidad para retener contaminantes, cuando esta capacidad se excede, se pueden provocar daños a los recursos naturales tales como aguas superficiales y subterráneas, así como a plantas y animales (Calmano *et al.* 2001). Los metales pesados son conocidos carcinogénicos que pueden provocar fuertes alteraciones en la fisiología y funcionamiento de plantas y animales (López-Mosquera *et al.* 2005).

Por otra parte y según McGrath *et al.* (1995), los metales pesados contenidos en el lodo pueden actuar como contaminantes en el suelo reduciendo la riqueza de microorganismos y causando problemas en la fertilidad. Por ello, el aporte de lodos de depuradora urbana está regulado tanto a nivel europeo (86/278/CEE) como nacional (RD 1310/90), siendo mucho más restrictivas estas regulaciones en el caso de los suelos ácidos, debido al incremento de la disponibilidad de los metales en estos suelos (Fig. 5) que se produce cuando el pH pasa de básico a ácido (Sauvé *et al.* 2000; Porta *et al.* 2003).

El efecto del lodo de depuradora sobre los niveles de metales pesados en el suelo depende de la calidad del lodo, es decir de la concentración de metales pesados del mismo (Mosquera-Losada *et al.* 2009d). Así, el lodo suele tener mayores niveles de metales pesados (Cr, Zn, Cu, Hg, Cd, Ni y Pb) que los suelos en los que se aplican, sobre todo los de mayor concentración (Zn, Cu y Cr, por ese orden) (Smith 1996; Mosquera-Losada *et al.* 2005 a y b), aunque también los que están presentes en menor concentración, como es el caso del Cd, Pb y Hg (Mosquera-Losada *et al.* 2009d).

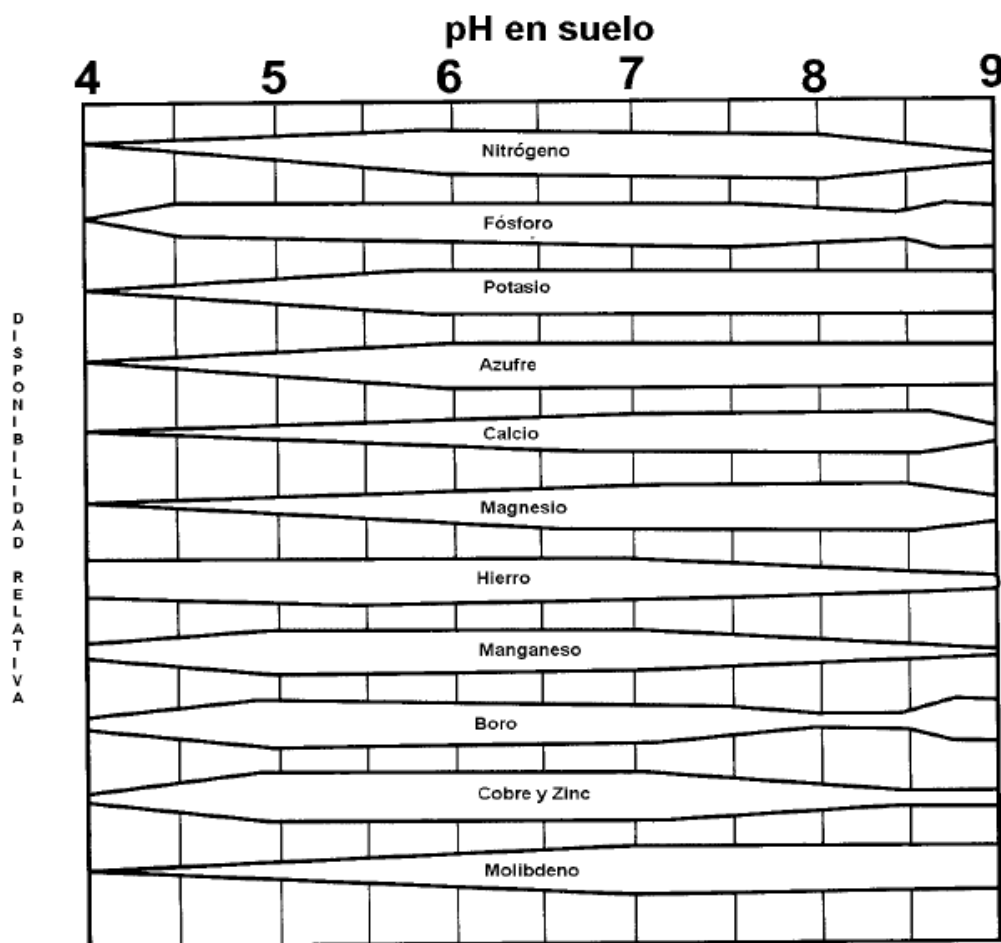


Fig. 5. Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes. La mayor disponibilidad de nutrientes para la planta se da a pH de 7,0 o cerca de la neutralidad y disminuye considerablemente cuando el pH baja a niveles de 6, tal es el caso de potasio, magnesio, azufre, y molibdeno (Porta *et al.* 2003).

En general el aporte de lodo durante períodos de tiempo prolongados provoca aumentos del contenido de cobre, zinc y plomo (Andrade-Couce *et al.* 1985b; Quinteiro-Rodríguez 1994; Canet *et al.* 1998; Mosquera-Losada *et al.* 2009d), cromo (Kabata y Pendías 1985), cadmio (Canet *et al.* 1998) y níquel (Canet *et al.* 1996). Sin embargo, este aumento depende del tipo de suelo, de las condiciones iniciales del suelo, del tipo de lodo y de la concentración de metales en el mismo. La respuesta de las concentraciones de metales en el suelo también depende de las condiciones climáticas y meteorológicas, ya que éstas afectan a la tasa de incorporación y de mineralización del lodo, procesos que se ven influenciados por las variaciones de precipitación y temperatura.

La aplicación de lodos de depuradora urbana produce un incremento en el contenido total de **cobre** en el suelo, aunque si la presencia de este elemento en el lodo

es muy reducida las variaciones edáficas pueden ser muy pequeñas (Quinteiro-Rodríguez 1994). En todo caso, la proporción que se encuentra en forma asimilable con respecto al total es pequeña (Kabata y Pendías 1985; Kabata 2001; Virgel-Mensaka 2002), ya que se encuentra en su mayor parte ligado a la materia orgánica (Andrade-Couce *et al.* 1985b; Canet *et al.* 1998; Quinteiro-Rodríguez *et al.* 1998), y presenta cierta facilidad para ser lavado fuera del perfil cuando se registran precipitaciones (Kabata y Pendías 1985; Loué 1988; Kabata 2001).

El aporte de lodo como fertilizante en suelos ácidos incrementa también la cantidad de **zinc** en suelo (López-Díaz *et al.* 2007) a pesar de la incorporación de materia orgánica que se realiza (Estévez *et al.* 1998), incrementándose además la fracción asimilable (O'Riordan *et al.* 1994; Taylor *et al.* 1995; Krebs *et al.* 1998), mientras que en suelos básicos el aporte de lodo no modifica los valores de zinc asimilable (Canet *et al.* 1998), debido a su menor disponibilidad en este tipo de suelos.

Estudios llevados a cabo en suelos de monte en Galicia por López-Díaz (2004) mostraron un incremento del contenido de **cromo** en suelo al aplicar lodo de depuradora urbana como fertilizante, respuesta también citada por Andrade-Couce *et al.* (1985c), Quinteiro-Rodríguez (1994) y Canet *et al.* (1998), debido a los aportes que se realizan, ya que el cromo ocupa el tercer lugar (después de Zn, Cu) en cuanto al contenido de metales pesados en los lodos (Mosquera-Losada y Rigueiro-Rodríguez 2002), no modificándose prácticamente la proporción disponible para las plantas (Smith 1996; Quinteiro Rodríguez 1994; Canet *et al.* 1998).

Por otra parte, una de las principales vías de entrada de **cadmio** en el suelo es la utilización de abonos fosforados ricos en este elemento, así como el empleo de los lodos de depuradora como fertilizante (Barbarick *et al.* 1998; Canet *et al.* 1998), lo que ha obligado a introducir medidas reguladoras. La aplicación de lodo como fertilizante mejora la disponibilidad del cadmio en suelos ácidos, incluso cuando se produce una elevación del contenido en materia orgánica y del pH (Canet *et al.* 1996; Williams *et al.* 1997; Canet *et al.* 1998; Krebs *et al.* 1998).

Por otro lado, el **plomo** suele ligarse a la materia orgánica (Barbarick *et al.* 1998; Canet *et al.* 1998; Illera *et al.* 1999) por lo que es común encontrar disponibilidades reducidas tras los aportes de lodo, principalmente en la zona de aplicación (O'Riordan *et al.* 1994; Barbarick *et al.* 1998). Si bien, diferentes autores han observado un incremento de los niveles de plomo en suelo al aplicar lodo como fertilizante en suelos

básicos (El-Demerdashe *et al.* 1995), neutros (Barbarick *et al.* 1998) y ácidos (Andrade-Couce *et al.* 1985c; Taylor *et al.* 1995).

La aplicación de fertilizantes orgánicos también incrementa la presencia de **níquel** en el suelo (Canet *et al.* 1996; López-Díaz 2004), sobre todo en la zona en la que el lodo se incorpora (Alloway 1995; Berti y Jacobs 1998). La asimilabilidad depende del pH inicial del sustrato; en suelos ácidos el lodo incrementa la disponibilidad de níquel (Barbarick *et al.* 1998), aún cuando se produce una elevación de pH (Andrade-Couce *et al.* 1985b; Tsadillas *et al.* 1995; López-Díaz 2004), mientras que en suelos neutros o básicos la variación tiende a ser nula (Williams *et al.* 1997; Canet *et al.* 1998), siempre y cuando no se incremente la acidez y se facilite la extracción de este nutriente por las plantas (Tsadillas *et al.* 1995).

2.3.1.1.2. Efectos de la adición de lodo sobre el crecimiento del árbol

El efecto del aporte de lodos sobre el crecimiento de la planta forestal depende de la fertilidad inicial del suelo. Así, en estudios llevados a cabo con *Pinus radiata* D. Don en zonas en donde se aplicaban diferentes dosis de lodos de depuradora urbana, el arbolado se vio afectado positivamente en terreno agrícola arenoso (Mosquera-Losada *et al.* 2006), debido a la mejora en la capacidad de retención de agua que provocó. Por el contrario, la respuesta del arbolado al aporte de lodos fue negativa en suelos de monte con importante acidez, ya que al mejorar el pH del suelo y liberar nutrientes favoreció un incremento de la producción de pasto (López-Díaz *et al.* 2007) y por tanto la competencia pasto-arbolado.

2.3.1.1.3. Efectos de la adición de lodo sobre el crecimiento del pasto

Existen diversas investigaciones relacionadas con la fertilización con lodo y la producción de pasto en Galicia (Mosquera-Losada *et al.* 2006; López-Díaz *et al.* 2007; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2008) y en otras partes del mundo (Sibbald *et al.* 2001; Etienne 2005; Pontes *et al.* 2007). Como ya se ha indicado la producción de pasto en los sistemas silvopastorales depende de la cobertura y de la especie forestal, cuya morfología puede contribuir a la interceptación de luz y de precipitación en mayor o menor medida. El efecto de la fertilización con lodo sobre la producción de pasto en sistemas agroforestales depende de la capacidad de desarrollo del pasto, que se ve afectada por la cantidad de luz y agua que le llega y por tanto por la cobertura forestal. En sistemas silvopastorales muy densos o con coberturas elevadas la respuesta del pasto

a la fertilización está muy mermada debido a la falta de luz (Siva-Pando y Rozados-Lorenzo 2002).

En plantaciones jóvenes o con coberturas reducidas, la producción de pasto en un sistema silvopastoral con *Pinus radiata* D. Don se vio favorecida por el aporte de dosis próximas a un aporte de 160 kg de N total por hectárea (Mosquera-Losada *et al.* 2001a y b, López-Díaz *et al.* 2007; López-Díaz *et al.* 2009) en suelos forestales y en suelos agrícolas (Mosquera-Losada *et al.* 2006), si bien hay años con cosechas en las que no se ve afectado porque las condiciones meteorológicas no son adecuadas para el desarrollo del pasto, mermando su respuesta.

2.3.1.1.4. Efectos de la adición de lodo sobre la composición botánica del pasto

En general, el empleo de lodos de depuradora incrementa la presencia de las especies sembradas en el pasto (Mosquera-Losada *et al.* 2001c; López-Díaz 2004), que son más exigentes en fertilidad edáfica, con lo que se mejora la calidad y productividad del mismo (Mosquera-Losada *et al.* 1999b, 2001b). La respuesta es mayor en el caso de las gramíneas que en el de las leguminosas, ya que las primeras se benefician de los aportes de nitrógeno, perjudicándoles a las segundas dosis superiores a 120 kg N ha⁻¹ (González 1992; López-Díaz *et al.* 1999a). En estudios realizados por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D. Don se encontró un aumento del número de especies vegetales vasculares después de seis años debido a los aportes de lodo de depuradora urbana que se hicieron al suelo.

2.4. FIJACIÓN DE CARBONO

El clima ha sido un importante hilo conductor del asentamiento del ser humano, factor decisivo en la desaparición de civilizaciones y condicionante del cambio del nomadismo al sedentarismo; en consecuencia, determinante principal de la alimentación del hombre y, en último término, de la agricultura (Pardos-Carrión 2010).

El estudio experimental del clima y los resultados del análisis del inmenso aporte de los registros meteorológicos, han revelado en los últimos años un calentamiento global ligado al incremento de CO₂ atmosférico (Weart 2008). La celebración de la primera Conferencia Mundial sobre el Clima en el año 1979 reconoce por primera vez que el cambio climático supone un grave problema, llevándose a cabo desde ese momento acciones de diversa índole dirigidas al estudio y mitigación de los efectos antropogénicos relacionados con este fenómeno. Una de estas acciones fue la creación

del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)) con el fin de proporcionar asesoramiento científico, técnico y socioeconómico para la comunidad mundial y, en particular, para las 170 partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático.

En la tercera Conferencia de las Partes de la Convención celebrada en 1997, se adopta el Protocolo de Kyoto, que establece compromisos de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero de origen antropogénica para los países firmantes. La Unión Europea, como parte especialmente activa en la concreción del Protocolo, se comprometió a reducir sus emisiones totales medias durante el periodo 2008-2012 en un 8% respecto de las de 1990. No obstante, a cada país de la UE se le otorgó un margen distinto en función de diversas variables económicas y medioambientales, teniendo en cuenta el principio de «reparto de la carga», comprometiéndose España a aumentar sus emisiones un máximo del 15% en relación al año de referencia (1990) (MARM 2010) (Fig. 6).

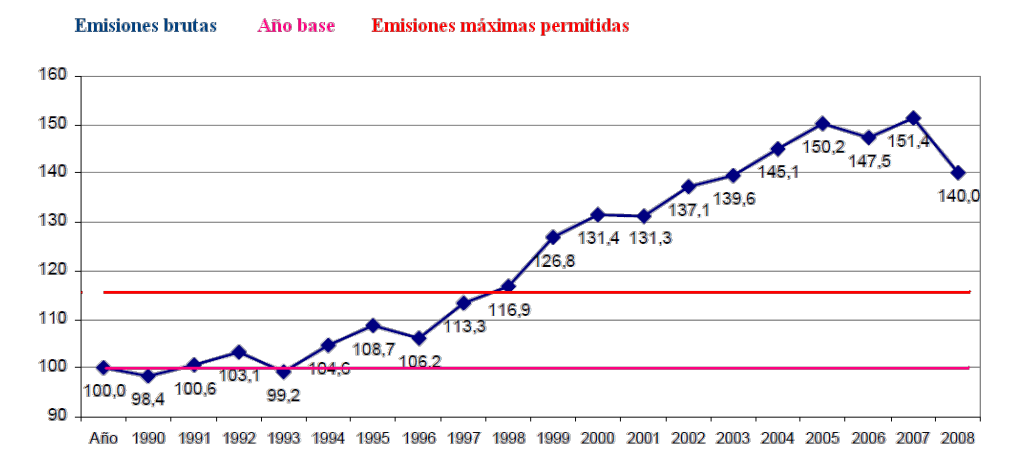


Fig. 6. Evolución del índice de las emisiones brutas totales de gases de efecto invernadero, expresadas en CO₂ equivalente, desde el año base 1990 hasta el 2008 y el nivel de estabilización de las emisiones al que España se ha comprometido (MARM 2010).

En conjunto la evolución del índice de las emisiones brutas totales de gases de efecto invernadero ha venido marcada por un crecimiento sostenido durante el periodo inventariado, excepción hecha de los años 1993, 1996, 2006 y 2008 en que se registran descensos respecto al año anterior. Si tenemos en cuenta la pendiente de la línea de la evolución del índice de las emisiones brutas totales de gases de efecto invernadero, el intervalo 1990-1996 se caracteriza por un crecimiento más moderado que el correspondiente al intervalo 1996-2007. Esta variabilidad de la evolución parece estar

relacionada con la mayor o menor producción eléctrica de origen hidráulico frente a la de origen térmico, si bien otra serie de factores adicionales, como la expansión general del consumo de combustibles y de la actividad económica en general, están en la base del cambio de pendiente observado entre los dos sub-intervalos temporales antes indicados. El descenso tan acusado en el año 2008 merece un comentario especial, pues resulta de la combinación de dos elementos muy relevantes: por una parte el drástico cambio en la distribución de combustibles utilizados en el sector de generación de electricidad (con una caída muy fuerte del consumo de carbón); y por otra es reflejo de la recesión económica, que provocó una caída notable en sectores con una contribución importante a las emisiones.

Es oportuno, sin embargo, añadir que la existencia de ciclos climáticos en torno a 1100 años, evidencia que las condiciones de cambio climático que dieron entrada al Neolítico e hicieron posible la Agricultura, se repiten en la actualidad reflejándose en un ascenso global de la temperatura. Este fenómeno climático cíclico es inevitable, sumándose al mismo los efectos provocados por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs), los cuales a tenor de la tendencia actual, y si no se detienen, pueden alcanzar niveles que superen umbrales climáticamente críticos para la humanidad (o parte de la misma) (Losada 2009). Estos gases son principalmente: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorocarbonos (HFC_s), perfluorocarbonos (PFCs) y hexafluoruro de azufre (SF_6). Las emisiones comenzaron a aumentar drásticamente en el siglo XIX debido a la Revolución Industrial y los cambios en el uso del territorio. Muchas actividades que producen GEIs resultan hoy esenciales para la economía mundial y forman una parte fundamental de la vida (García *et al.* 2007).

En la Fig. 7 se representan las diferentes contribuciones de los distintos gases a las emisiones de efecto invernadero durante el año 1990, durante el año 2008, así como la media de las contribuciones de cada gas a las emisiones durante el periodo 2004-2008 (MARM 2010).

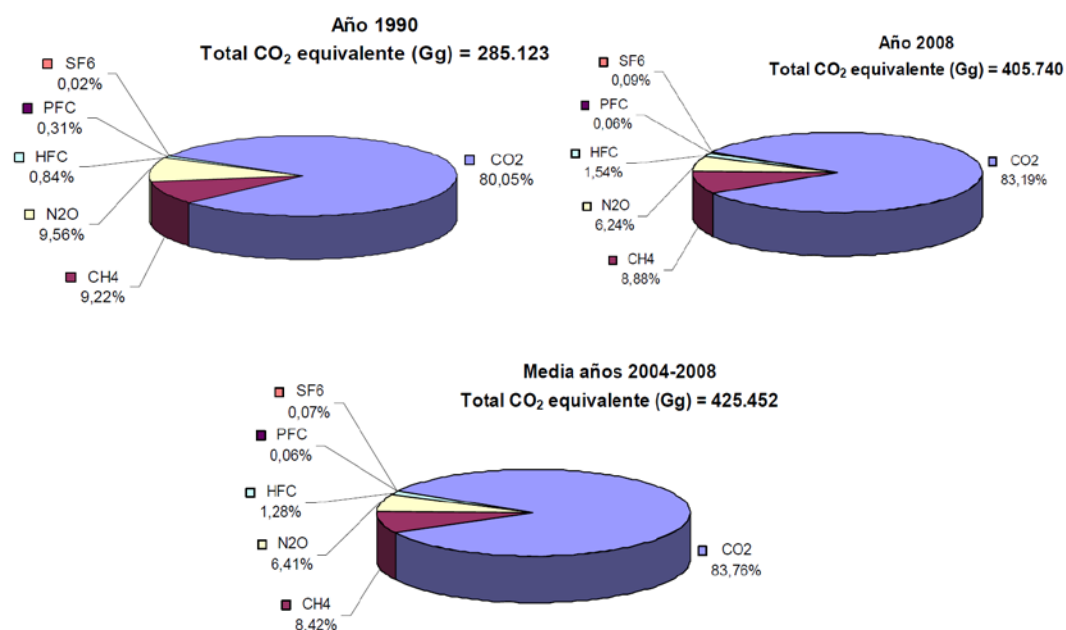


Fig. 7. Distribución por gases de las emisiones de España en los años 1990, 2008 y media del periodo 2004-2008 (MARM 2010).

Al comparar los tres gráficos de la Fig.7, se puede apreciar cómo el CO₂ incrementa su participación relativa en 3,1 puntos porcentuales al comparar el año 1990 con el año 2008. En contraste, puede observarse una variación pequeña para el CH₄, pues su horquilla para dichos periodos varía desde el 9,2 % del año 1990 al 8,9 % de 2008. El N₂O refleja una mayor caída porcentual que el CH₄, pasando del 9,6 % en el año 1990 a un 6,2 % en 2008, con un 6,4 % en el último quinquenio considerado. En cuanto a los gases fluorados, se observan diferencias entre sus componentes (HFC, PFC y SF₆), pero en conjunto su participación aumenta hasta el año 2000, al que sigue una pauta de descenso y una recuperación posterior en los últimos años, situándose en 1,7 % en 2008, y en 1,4 % para la media de los últimos cinco años analizados. En todo caso, los gases fluorados han mantenido a lo largo del período inventariado un nivel bajo de contribución a las emisiones totales del inventario de gases de efecto invernadero.

Las emisiones en España durante el año 2004 llegaron a 420 millones de toneladas de dióxido de carbono, aumentando en un 3% las emisiones del año 2003, situándose en un porcentaje de emisiones un 45% mayor a las del año 1990, lo que implica 3 veces

más emisiones que su meta de reducción establecida en el Protocolo de Kyoto. Se estima que España deberá, a través de los llamados mecanismos flexibles, entre ellos el Mecanismo de Desarrollo Limpio, comprar anualmente 30 millones de toneladas métricas.

En el mes de diciembre del año 2009 se celebró en Copenhague (Dinamarca) la Conferencia de las Partes (COP15) del Convenio Marco sobre Cambio Climático, para negociar un acuerdo post-Kyoto, pero únicamente se llegó a un acuerdo de mínimos, no vinculante, que no fija objetivos de reducción de gases.

Cabe, finalmente, subrayar que, para que la humanidad logre combatir el cambio climático, es vital saber qué se emite de todos y cada uno de los gases hacia la atmósfera y qué los elimina de ella, por lo que la captura y almacenamiento de CO₂, es una tecnología de mitigación importante a la que debe unirse la reducción de emisiones por deforestación y degradación de los bosques (Pardos-Carrión 2010).

2.4.1 MERCADO DE CARBONO

El mercado de carbono surge en el mundo como una vía complementaria, alternativa y económicamente viable, al compromiso asumido por países, empresas e individuos, de disminuir las emisiones de gases que contribuyen al efecto invernadero (GEI).

El primer paso para el surgimiento del mercado de carbono fue la decisión de firmar, en 1992, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCC), que tiene como principio fundamental la toma de medidas precautorias para anticipar, prevenir o minimizar las causas del cambio climático. Reuniones posteriores dieron lugar en 1997, y tal como se comentó en el apartado anterior, al Protocolo de Kyoto, que definió la arquitectura del mercado de carbono, estableciendo objetivos cuantificados de reducción de emisiones para los países desarrollados, así como los mecanismos de mercado diseñados para aminorar el costo de su implementación. Uno de estos mecanismos, el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), permite que proyectos de inversión en países en desarrollo reciban ingresos económicos adicionales a través de la venta de créditos de carbono llamados “Certificados de Emisiones Reducidas” (CER_S), al mitigar la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera o secuestrando dióxido de carbono para que no vaya o pertenezca en ésta. Además del mercado de carbono oficial regulado por las instituciones de la UNFCC, también hay un mercado creciente, basado en los

compromisos voluntarios de empresas privadas e individuos que buscan compensar los impactos ambientales que genera su actividad productiva.

Tanto el mercado oficial como el mercado voluntario de emisiones tienen objetivos que van más allá de la captura de carbono. De acuerdo con el *artículo 12* del Protocolo de Kyoto, los proyectos del MDL también deben contribuir a los objetivos de desarrollo sostenible de los países anfitriones, tales como la reducción de la pobreza y el mejoramiento del nivel de vida de las zonas rurales. Asimismo, muchas empresas de gran tamaño han establecido metas de reducción de GEI voluntariamente. Estas compañías toman decisiones de inversión a futuro, ante las expectativas de cambio en la regulación ambiental y la convicción de que el desarrollo sostenible y la responsabilidad social en temas ambientales fortalecen el negocio. En muchos casos, estas empresas invierten en reducción de emisiones de carbono de proyectos en países de desarrollo o en economías de transición, en las que el coste de mitigación es menor; ya que, como los GEI se mezclan uniformemente en la atmósfera, desde el punto de vista ambiental es lo mismo reducir las emisiones en cualquier lugar del mundo, cualquiera que sea la jurisdicción política (IETA 2005). La mayor parte de los reglamentos que limitan las emisiones de GEI aprovechan esta característica de la “sustitución” y permiten la adquisición de créditos de emisión tanto dentro como fuera de la zona regulada, sentando así las bases para un “mercado de carbono” mundial que representa una oportunidad para generar una mayor eficiencia mundial y para contribuir al desarrollo sostenible atrayendo nuevas inversiones públicas y privadas en tecnologías no contaminantes hacia las economías de transición y los países en desarrollo (IETA 2005). Las transacciones de carbono pueden agruparse en dos categorías principales:

- *Transacciones basadas en derechos de emisión*, en que el comprador adquiere derechos de emisión creados y asignados (o subastados) por los organismos reguladores en el marco de un régimen de límites e intercambio (*cap-and-trade*), como las unidades de cantidades asignadas (UCA) definidas por el Protocolo de Kyoto, o los derechos de emisión de la UE (DEUE) con arreglo al Régimen para el comercio de derechos de emisión (RCDE).

- *Transacciones basadas en proyectos*, en que el comprador adquiere créditos de emisión de un proyecto gracias al cual las emisiones de GEI son menores de las que se habrían generado en su ausencia. Algunas transacciones basadas en proyectos se realizan con el fin de cumplir objetivos voluntarios, pero la mayoría de ellas lo que

pretenden en definitiva es el cumplimiento de los compromisos contraídos en el Protocolo de Kyoto u otro régimen de reglamentación.

2.4.2. EL CICLO DEL CARBONO

El carbono es el componente fundamental de todos los compuestos orgánicos. Es lo que podríamos llamar el elemento primario de la vida.

El carbono se intercambia de forma natural entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera por medio de la fotosíntesis, la respiración, la descomposición y la combustión, constituyendo lo que se conoce como *el ciclo del carbono* (García *et al.* 2007).

El potencial de secuestro de la biosfera terrestre en la captación de carbono queda resumido en la Fig. 8, en donde la Producción Primaria Bruta (PPB) es la absorción de carbono atmosférico por las plantas como consecuencia de la fotosíntesis (aproximadamente $120 \text{ Gt C año}^{-1}$). Las pérdidas como consecuencia de la respiración de las plantas da como resultado la Producción Neta Primaria (PNP) (aprox. 60 Gt C año^{-1}). Posteriores pérdidas debido a la descomposición de la materia orgánica (aprox. 50 Gt C año^{-1}) reducen esta captación en la denominada Producción Neta de Ecosistema (PNE) (aprox. 10 Gt C año^{-1}). A estas pérdidas, hay que sumarles las que se producen como consecuencia de distintas perturbaciones como incendios, erosión, plagas y actividades humanas. El balance total positivo resultante de los ecosistemas terrestres puede ser interpretado como la Producción Neta de la Biosfera (PNB) que actualmente supone $0,7 \pm 1 \text{ Gt C año}^{-1}$ (IPCC 2000).

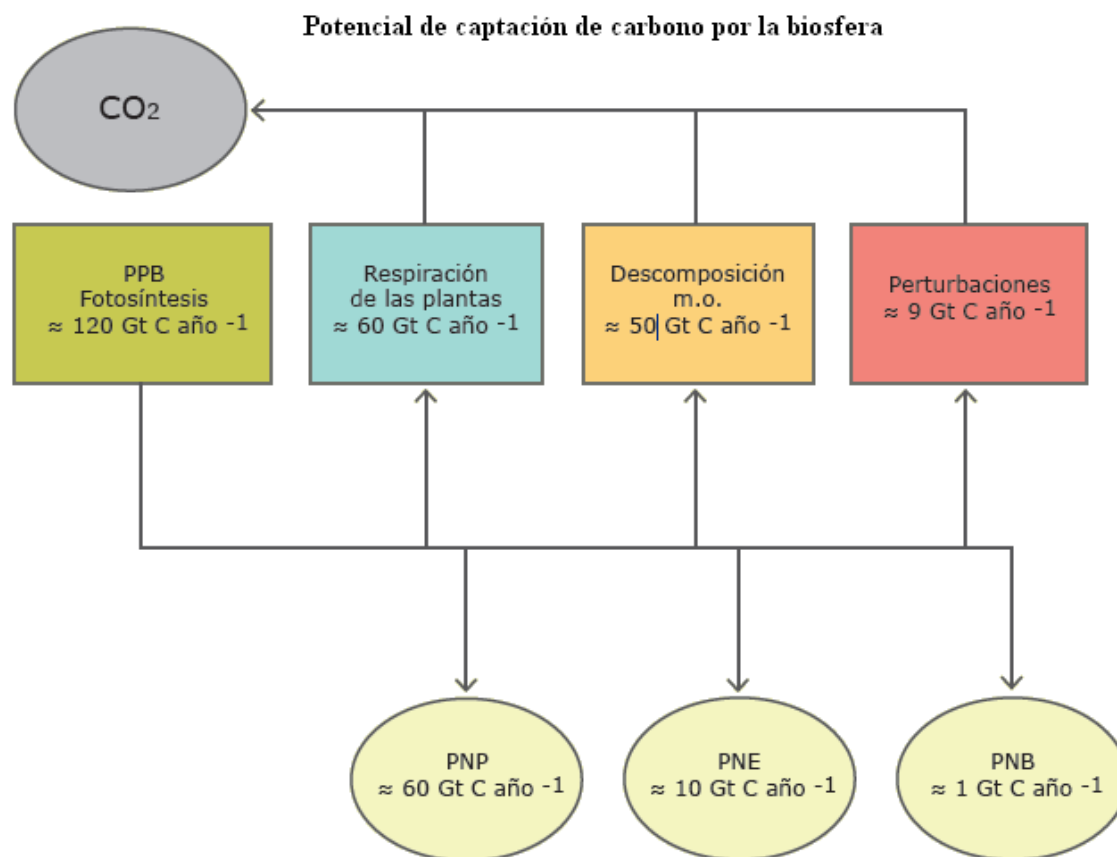


Fig. 8. Potencial de captación de carbono por la biosfera terrestre. Donde: PPB = Producción Primaria Bruta; PNP = Producción Neta Primaria; PNE = Producción Neta de Ecosistema y PNB = Producción Neta de la Biosfera (IPCC 2000).

La biosfera terrestre en su conjunto ha ganado carbono durante los años ochenta y noventa, es decir, que el CO₂ liberado por los cambios en el uso de la tierra (deforestación, fundamentalmente) fue más que compensado por otras zonas de absorción (IPCC 2001). El carbono es almacenado por la biosfera tanto en forma de vegetación como en forma de carbono orgánico en el suelo.

El reconocimiento expreso en los *artículos 3.3 y 3.4* del Protocolo de Kyoto, sobre el papel que representan el uso del suelo, el cambio en el uso del suelo y la forestación y silvicultura ha despertado un interés muy elevado desde un punto de vista selvícola, al entenderse que se abre un enorme abanico de alternativas para incrementar la fijación de carbono, mediante la gestión forestal (Nair *et al.* 2008).

La vegetación, a través de los ciclos elementales de la fotosíntesis, transforma energía solar en química absorbiendo CO₂ del aire, para fijarlo en forma de biomasa, y libera a la atmósfera oxígeno. Los bosques, en particular, siguiendo ese ciclo

bioquímico, juegan un papel importante en el ciclo global del carbono ya que, intercambian carbono con la atmósfera a través de la fotosíntesis y la respiración, son fuente de emisión de carbono cuando son perturbados por causas naturales o antrópicas (destrucción, quema, tala) y por otro lado, almacenan grandes cantidades de este elemento en su biomasa (tronco, ramas, corteza, hojas y raíces) y en el suelo (mediante su aporte orgánico), actuando como sumideros cuando se favorece su crecimiento y desarrollo. Debido a la gran cantidad de biomasa acumulada en los bosques, éstos constituyen una de las grandes reservas de carbono del planeta (Montero *et al.* 2005). El secuestro de carbono (resultado de las diferencias entre el CO₂ atmosférico absorbido durante el proceso de fotosíntesis y el CO₂ emitido a la atmósfera durante la respiración) es convertido en biomasa, y como regla general oscila entre el 45-50% del peso seco de un árbol (Pardos-Carrión 2010). Mientras el árbol está vivo, y hasta que alcanza su fase adulta, el almacenamiento es acumulativo con el crecimiento y con el transcurso del tiempo, por lo que las plantaciones resultan un mecanismo muy atractivo y efectivo para mitigar el incremento de CO₂ atmosférico (Appels 2001).

Actualmente es ampliamente reconocido que los ecosistemas forestales pueden ayudar a reducir los impactos del cambio climático con un secuestro de carbono anual global estimado en 2 PG C (Richards y Stokes 2003), estimándose que, entre los ecosistemas del mundo, los bosques son los mayores almacenes de carbono, estimándose que cerca del 40% del carbono total es almacenado en los ecosistemas terrestres (Jandl 2001).

El contenido de carbono en la biomasa arbórea de España para el año 2004 se cifraba en aproximadamente 78 millones de toneladas, de las cuales un 62,8% le corresponderían a las masas de frondosas y un 36,8% a las de coníferas, quedando el 0,4% fijado en el grupo de especies denominado laurisilva fayal-brezal (Montero *et al.* 2005).

En definitiva, el cambio de uso de la tierra (forestación frente a deforestación) y los bosques (conservación, crecimiento y aprovechamiento) constituyen potenciales sumideros versus fuentes de CO₂ a la atmósfera (De Sherbinin 2002; Pardos-Carrión 2010).

2.4.3. SISTEMAS SILVOPASTORALES: COMPONENTES Y RELACIÓN CON EL CARBONO

Los cambios de uso de la tierra (forestaciones versus deforestaciones), los incendios forestales, las variaciones de temperatura y precipitaciones, las características edáficas, tanto a escala temporal como espacial, la heterogeneidad del territorio, la condición de tratarse de masas de coníferas o de frondosas, son todos ellos factores con efectos sobre el contenido y flujo de carbono desde los suelos a la atmósfera y viceversa (Pardos-Carrión 2010).

En las Directrices del IPCC (2006) para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero se presentan instrucciones para el cálculo pormenorizado de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), halocarburos (HFC, PFC), hexafluoruro de azufre (SF₆), trifluoruro de nitrógeno (NF₃), trifluorometil pentafluoruro de azufre (SF₅CF₃), precursores del ozono y aerosoles.

El potencial de secuestro de carbono de una masa forestal dependerá de la composición de especies, de su estructura y edad, características de la estación, incluyendo clima y suelos y gestión (Fernández-Núñez *et al.* 2010; Pardo-Carrión 2010).

Los procesos de captura-emisión de CO₂ en un bosque constituyen un sistema complejo formado por tres grupos generales de almacenamiento de carbono: biomasa aérea, biomasa radical y suelo (Montero *et al.* 2005), los cuales experimentarán variaciones anuales en el balance de carbono, dependientes del clima y nivel de aprovechamiento, de ahí la importancia de evaluar periódicamente el contenido en carbono tanto en la biomasa vegetal como en el suelo y la hojarasca (Pardo-Carrión 2010).

Dentro de un sistema silvopastoral podemos considerar los siguientes componentes o compartimentos a la hora de estudiar el papel que cada uno de ellos desempeña dentro del balance de carbono: la cubierta arbolada, el pasto, los animales y el suelo (Fernández-Núñez *et al.* 2010).

♦ **Compartimento árbol** El árbol es el componente del sistema agroforestal que maximiza la capacidad de secuestrar carbono dentro de este tipo de sistemas, en comparación con sistemas exclusivamente agrícolas (Nair *et al.* 2008).

Para la estimación del carbono almacenado en el componente árbol del sistema agroforestal debemos multiplicar la biomasa del árbol o sus componentes por la

concentración de carbono en cada componente. Existen varios métodos de estimación de la biomasa aérea del árbol (Pardé 1980), como son el método del árbol medio, el de corta etc., siendo el método de muestreo el más generalizado (Montero *et al.* 2005; Gordon *et al.* 2005), cuya metodología consiste en cortar, trocear y pesar por separado todas las fracciones de un árbol (fuste, ramas, hojas o acículas) y obtener funciones de regresión para cada fracción de biomasa que relacionan su peso seco con su diámetro normal. Balboa (2005), mediante el método de muestreo generalizado, ha estimado la concentración de carbono para los diferentes componentes de las diferentes especies forestales tal y como vemos en la Tabla 6, pudiendo considerarse un contenido medio de carbono de un 50% (Merino *et al.* 2003; Montero *et al.* 2005).

	Madera	Corteza	Ramas gruesas	Ramas finas	Ramillos	Acículas hojas
<i>Pinus radiata</i>	0,504	0,541	0,513	0,525	0,532	0,527
<i>Pinus pinaster</i>	0,471	0,508	0,479	0,505	0,497	0,497
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,452	0,425	0,455	0,451	0,464	0,520
<i>Quercus robur</i>	0,484	0,512	0,484	0,502	0,507	0,503

Tabla 6. Media de las concentraciones de carbono (mg gr⁻¹) en los diferentes componentes de *Pinus pinaster*, *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* (Balboa 2005).

Teniendo en cuenta estos cálculos (biomasa y concentración de carbono), autores como Pérez-Cruzado *et al.* (2006) cifran la acumulación de carbono en la biomasa aérea de *Pinus radiata* sobre antiguos terrenos agrícolas de Galicia en 5,7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y para *Eucalyptus* spp. en 14,8 Mg ha⁻¹ año⁻¹, mientras que otros autores estiman dichas acumulaciones en 3,9 y 5,5 Mg ha⁻¹ año⁻¹ cuando ambas especies se establecen en terrenos de monte (Merino *et al.* 2003; 2005), debido a la menor tasa de crecimiento anual por la peor calidad de estación.

Por otra parte, existe otro compartimento que deriva del componente arbolado que debemos tener en cuenta al realizar el balance del ciclo de carbono, como es *el mantillo* o *pinocha* (en el caso de que su procedencia sea del pino) que se acumula en el sotobosque y en la parte superior del suelo, y que en el caso de las coníferas, tendrá una mayor importancia dentro del balance de carbono, ya que su degradación e incorporación al suelo es más lenta que en el caso de las frondosas a causa de su diferente composición (Prescott *et al.* 2000). En este caso, se suele estimar el carbono contenido en el mantillo en un 10% del contenido en la biomasa viva (Rodríguez-

Murillo *et al.* 2001) aunque para determinadas especies como *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* se ha estimado en un 18,90%, 33,65%, 5,62% del peso de la biomasa aérea, respectivamente (Balboa 2005). Además, para *Eucalyptus* spp y *Pinus radiata* se estima que el contenido de carbono en el mantillo originado por estas especies aumenta con la edad, aunque tiende a estabilizarse a partir de los 10 años en el caso del eucalipto, y a partir de los 20 años en el caso del pino, alcanzando esta última especie valores medios entre 18 y 36 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ y de 1,53 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para el eucalipto (Pérez-Cruzado *et al.* 2006).

◊ **Compartimento pasto o cultivo agrícola** Los pastos presentan una elevada capacidad de fijar carbono, aunque por lo general menor que la del arbolado (Fernández-Núñez *et al.* 2010), debido a la mayor altura y profundidad radical de este último componente forestal (Minani *et al.* 1993). El componente pasto o cultivo en los sistemas agroforestales europeos puede estar constituido por cultivos (cereales o leguminosas) en los sistemas silvoarables, o por pasto herbáceo o arbustivo en los sistemas silvopastorales (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). La capacidad del pasto herbáceo perenne o arbustivo para almacenar carbono es muy superior a la de los cultivos agrícolas, debido, por un lado, al laboreo recurrente que se produce en este último caso (Nair *et al.* 2008) y por otro a la mayor capacidad de las especies perennes y arbustivas de almacenar, durante periodos de tiempo más prolongados, el carbono en sus tejidos, debido al mayor desarrollo de sus raíces en volumen y profundidad (Jobbagy y Jackson 2000), incrementándose la acumulación de carbono en el suelo y por lo tanto el aporte de materia orgánica al perfil edáfico (Sanderson y Wätzold 2010).

Las especies arbustivas secuestran más carbono que las especies herbáceas (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Sin embargo, el riesgo de incendio es mayor en sistemas silvopastorales con vegetación arbustiva que herbácea, y también son mayores las emisiones de carbono producidas por la quema de las especies leñosas. Esto hace que la presencia de un sotobosque arbustivo en los países mediterráneos del sur de Europa o de la región biogeográfica atlántica sea muy peligrosa, debido a los veranos secos y por tanto al importante riesgo de incendio (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009c). La prevención de incendios forestales mitigaría la emisión de carbono (Burley *et al.* 2007).

El pasto está ligado al pastoreo y a la presencia del animal en el sistema, el cual tiene una elevada importancia desde un punto de vista de secuestro de carbono, ya que produce gases con un notable efecto invernadero. En este sentido, la presencia de

árboles sobre la pradera puede mitigar este efecto en comparación con sistemas ganaderos basados en el pastoreo en los que no hay arbolado (Fernández-Núñez *et al.* 2010). Además, la presencia de ganado en un sistema silvopastoral favorece el ciclo de nutrientes del suelo, debido a la deposición de heces y orina sobre el mismo (Mosquera-Losada *et al.* 2011b).

♦ **Compartimento animal** En los últimos años se ha producido un considerable debate y una creciente preocupación en torno al incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero, como resultado de la actividad humana en general, y de la ganadería en particular. Entre los sistemas de producción ganadera más implicados en estas emisiones se encuentran los rumiantes (De Blas *et al.* 2008).

Los animales domésticos como vacas, cabras, ovejas, cerdos y caballos contribuye a la contaminación atmosférica a través de la emisión de metano y óxido nitroso, gases asociados a la dieta de los animales y al manejo del estiércol (Herrero y Gil 2008). El metano se forma en procesos de fermentación anaerobia que tienen lugar en los animales (fermentación entérica) y en el estiércol, pero también de la fermentación de material celulósico en arrozales y terrenos pantanosos, o se libera por fugas en los yacimientos de energía fósil (gas natural, gas grisú), mientras que el óxido nitroso se forma como parte del ciclo del nitrógeno, a través de la desnitrificación del nitrógeno orgánico presente en el estiércol y en la orina del ganado. El potencial de absorción de radiación del metano es aproximadamente 21 veces superior al del CO₂ (Moss *et al.* 2000). El N₂O presenta un tiempo de residencia en la atmósfera de 114 años, contribuyendo además a la disminución de la capa de ozono (IPCC 2006).

La contribución relativa de las principales fuentes de metano se presenta en la Fig. 9, en donde puede apreciarse como la ganadería es responsable en España de una parte significativa de las emisiones de metano (del orden del 60% del total, incluyendo tanto la fermentación entérica como la gestión del estiércol) (MMA 2007a).

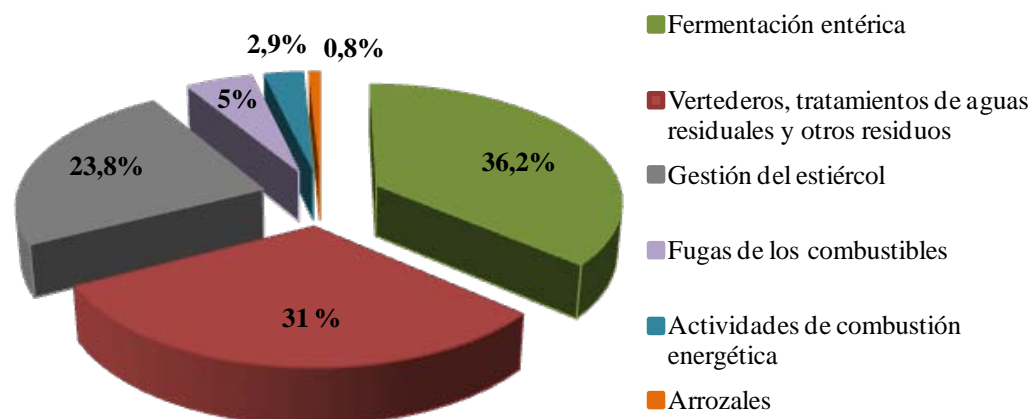


Fig. 9. Componentes de las emisiones de metano a la atmósfera (%) (MMA 2007a).

El IPCC (2006), en el marco del compartimento animal, estudia las emisiones de metano procedentes de la fermentación entérica y del manejo del estiércol, así como las emisiones de óxido nitroso durante el periodo de tiempo en el que los animales permanecen estabulados y en pastoreo (computándose éstas últimas en el apartado suelo, teniendo en cuenta la cantidad anual de nitrógeno de la orina y del estiércol depositados por los animales sobre el pasto).

El metano procedente de la fermentación entérica en los herbívoros es una consecuencia del proceso digestivo durante el cual los hidratos de carbono se descomponen por la acción de microorganismos en moléculas simples absorbidas por la sangre. En condiciones normales, los rumiantes son alimentados con forrajes, en cuya composición entra la celulosa. El proceso de fermentación, que tiene lugar en el rumen, provoca que los microorganismos desdoblen la celulosa, transformándola en productos que pueden ser absorbidos y utilizados por el animal. Estos organismos tienen relaciones complejas, que incluyen mecanismos de competencia y simbiosis, y su población se ve fuertemente influenciada por la composición de la dieta consumida por el animal (Berra y Finster 2002). Tanto los rumiantes (ganado vacuno, caprino y ovino) como los no rumiantes (cerdos y caballos) producen metano, sin embargo, los rumiantes son la fuente más importante, ya que en los animales no rumiantes (porcinos, equinos, mulares, asnales) la fermentación microbiana ocurre en el intestino grueso, que tiene una capacidad de producción de metano mucho menor que cuando ésta sucede en el rumen (Berra y Finster 2002). La cantidad de metano liberada depende del tipo, edad y peso del animal, así como de la cantidad y calidad del forraje ingerido.

El metano procedente del manejo del estiércol obedece a su descomposición en condiciones anaeróbicas, que por lo general, se presentan cuando se cría un número elevado de animales en un área confinada. Cuando el estiércol se dispone en sistemas que promueven las condiciones anaeróbicas (por ejemplo, en forma líquida en lagunas, tanques o fosas), la descomposición de la materia orgánica tiende a producir metano. La composición del estiércol, que depende de la dieta de los animales, también afecta a la cantidad de metano producida, cuanto mayor es el contenido energético y la digestibilidad del alimento mayor es el potencial de emisión de metano.

En Galicia se han estimado las emisiones procedentes de la cabaña ganadera para el año 1990 (año de referencia del Protocolo de Kyoto) y el año 2000, mediante el cálculo de las emisiones derivadas de la fermentación entérica y del manejo del estiércol. Para realizar dichas estimaciones se incluyeron en el cálculo las ovejas, cabras, caballos, mulas y asnos, cerdos y aves de corral, vacas de leche y vacas de carne, obteniéndose un aumento de las emisiones relacionado con el incremento de la cabaña vacuna no lechera y del ganado ovino.

El suelo se considera el único almacén significativo de metano (Mosier *et al.* 1993), estimándose que la concentración atmosférica sería el doble sin este sumidero (Ojima *et al.* 1993).

♦ Compartimento suelo La expresión “carbono en el suelo” se refiere, en sentido estricto, al contenido en su materia orgánica (carbono orgánico) y no comprende el carbono contenido en la hojarasca o mantillo; resultando de la diferencia entre la aportación de restos orgánicos de los seres vivos y su pérdida por la actividad respiratoria en el suelo causante del flujo de CO₂ a la atmósfera (Pardos-Carrión 2010).

El carbono orgánico en el suelo constituye aproximadamente dos tercios del carbono secuestrado en los ecosistemas terrestres (Lal 2005; Dresner *et al.* 2007), debido a su capacidad para incorporar carbono (a través de la fijación en biomasa y fijación de N₂O) y a que pueden llegar a ser fuente de CO₂ si la tasa de descomposición de la materia orgánica supera a la de producción primaria neta de carbono (Houghton 2003).

La cantidad de carbono acumulado en el suelo depende de las condiciones edafoclimáticas, ya que de ellas depende el incremento o la reducción de: a) los inputs de materia orgánica al perfil edáfico, b) la tasa de incorporación de la materia orgánica en el suelo y c) la tasa de mineralización de la materia orgánica (Nieder *et al.* 2003). El

potencial de secuestro de carbono depende de las características físicas del suelo, así suelos con un elevado contenido en arcilla incrementan la retención de carbono en el humus. Los inputs de materia orgánica generalmente crean un gradiente de carbono desde las capas superficiales del suelo hacia las más profundas del perfil edáfico (Howlett *et al.* 2011). La temperatura y la humedad son los principales factores que influyen en la incorporación y en la mineralización de la materia orgánica en el suelo (Theng *et al.* 1989). Así, si las condiciones de temperatura y humedad son óptimas para el desarrollo de la biomasa aérea del sotobosque, siendo este el caso del clima atlántico, los inputs de materia orgánica serán mayores que en climas con peores condiciones climatológicas, como sucede en las regiones de clima mediterráneo (Pardos 2010).

En muchos de los sistemas forestales la mayor parte del carbono orgánico se acumula en el suelo, donde parte de éste puede residir durante cientos de años (Bouwman 1990). Más de la mitad del carbono asimilado por la planta es transferido al suelo a través del sistema radical. Sistemas radicales voluminosos y que penetren a mayor profundidad en el perfil edáfico contribuirán en mayor medida en la acumulación de carbono en el suelo que las raíces finas y poco desarrolladas en profundidad (Jobbagy y Jackson 2000; Nair *et al.* 2009a; Haile *et al.* 2010).

Por otro lado, en el suelo se distinguen tres tipos de emisiones (IPCC 2006):

- Las emisiones directas de N₂O procedentes de los suelos agrícolas, en las que se incluyen los sistemas de producción en invernadero y se excluyen los efectos del pastoreo de los animales.
- Las emisiones directas de N₂O procedentes de los suelos dedicados a la producción animal
- Las emisiones indirectas de N₂O procedentes del nitrógeno utilizado en la agricultura.

En el suelo existen diferentes formas de carbono libre, las orgánicas, procedentes en último caso del carbono previamente almacenado en la biota y las inorgánicas, una parte de las cuales se ha originado por la carbonatación del calcio liberado en los procesos de alteración mineral por el CO₂ atmosférico o el liberado por la respiración de los diferentes organismos del suelo, esto permite poder secuestrar carbono, tanto directamente en el suelo como indirectamente a través del compartimento biótico (Macías *et al.* 2005). En el caso de zonas húmedas, como Galicia, no se produce acumulación de carbono inorgánico en los suelos, por lo que este mecanismo no puede ser tenido en cuenta, pero, al entrar el carbono exclusivamente por vía orgánica, son las

interacciones suelo-planta y los posibles aportes de materia orgánica al suelo los procesos que deben ser considerados (Macías *et al.* 2005).

La cantidad de carbono contenido en los suelos de España se cifra en 3700 Tg, siendo el valor medio de carbono de 76 Mg C ha⁻¹ (Rodríguez-Murillo *et al.* 2001). Según este mismo autor, los suelos forestales y no cultivados, que representan el 45% de la superficie total, acumulan el 50% del carbono total contenido en los suelos.

Macías *et al.* (2001) estiman un valor medio del carbono contenido en los suelos de Galicia de 150 Mg C ha⁻¹. Los suelos forestales y no cultivados, que constituyen el 80% de la superficie de Galicia, representan alrededor del 95% del carbono acumulado en el suelo. Por otro lado, estudios realizados en diferentes zonas de Galicia han permitido afirmar que los suelos cultivados tienen entre un 30 y un 50% menos de carbono que los suelos con vegetación natural o forestal bajo las mismas condiciones climáticas y litológicas (Macías y Calvo de Anta 2001).

El planteamiento de que el secuestro del carbono atmosférico en la materia orgánica del suelo pudiera contribuir significativamente a los esfuerzos de adhesión del Protocolo de Kyoto, y dado que la respiración en el suelo es un importante componente de la producción neta del ecosistema, ha dado lugar al desarrollo de investigaciones en las que se han estudiado los efectos de muy diversos factores (temperatura, humedad y textura del suelo, relación C/N, masa radicular, tipo de bosques, especies) sobre el contenido y flujo de carbono del suelo y sobre su evolución espacial y temporal (Freibauer *et al.* 2004), dando importancia a la evaluación del tiempo de duración del secuestro, o longevidad esperada del mismo, dependiente de la tasa de acumulación, y el nivel máximo de carbono alcanzado, es decir el nivel de saturación del suelo, que es función del tiempo y del tipo de suelo. Estas estrategias de secuestro de carbono dependen de los ecosistemas manejados; así, en pastizales se han estimado tiempos de secuestro de 33 años, siendo mucho menores en cultivos, aunque variables según la intensidad y el tipo de prácticas agronómicas aplicadas (fertilización, riego, enmiendas, intensidad de rotación de cultivos, tipo de labranza). Por ello, aunque la saturación de carbono de la fracción mineral del suelo requiere mayor conocimiento, la estima de los parámetros mencionados resulta de utilidad ante posibles cambios de uso de la tierra que pueden conducir a variaciones en el secuestro de carbono en el suelo y, por tanto, influir en la mitigación del dióxido de carbono atmosférico (West y Six 2007).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ENSAYO

3.1.1. LOCALIZACIÓN

El ensayo que nos ocupa está localizado en el monte comunal de San Breixo, perteneciente a la localidad de Parga, en el municipio de Guitiriz (Lugo), situado a una latitud de $43^{\circ} 0,92'$, longitud de $7^{\circ} 46,9'$ y a una altitud de 550 m sobre el nivel del mar (Fig. 10).

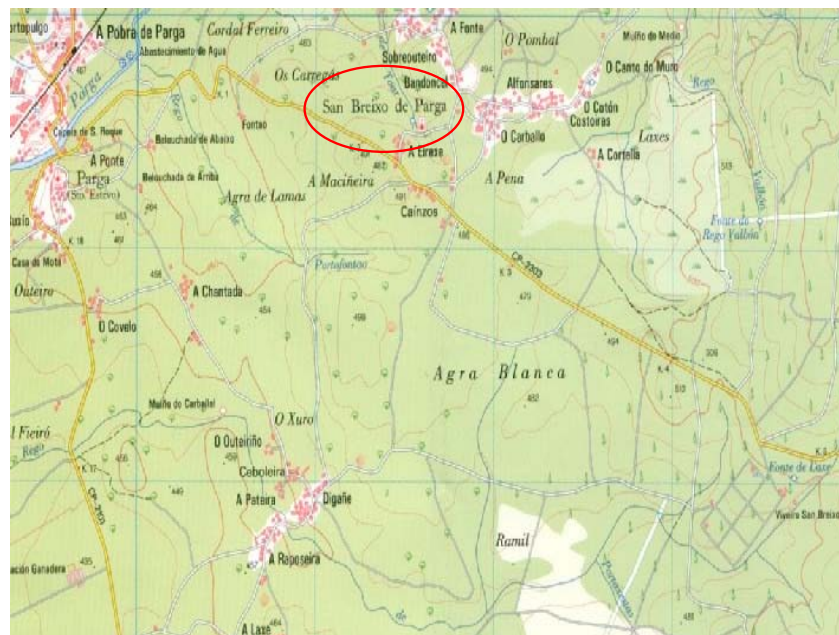


Fig. 10. Plano de localización del ensayo (E: 1: 25000) (Sixpac 2010)

3.1.2. GEOLOGÍA

La comarca en la que se realizó el ensayo se encuentra dentro de la formación del dominio “Ollo de Sapo” (IGME 1975), considerada de edad precámbrica, y sobre rocas de tipo metamórfico, esquistos ordovícicos inferiores. Esta formación está constituida por esquistos o pizarras micáceas provenientes de depósitos ricos en aluminio y hierro. Los minerales principales que entran en la constitución de estas rocas son cuarzo y moscovita (Fig. 11).

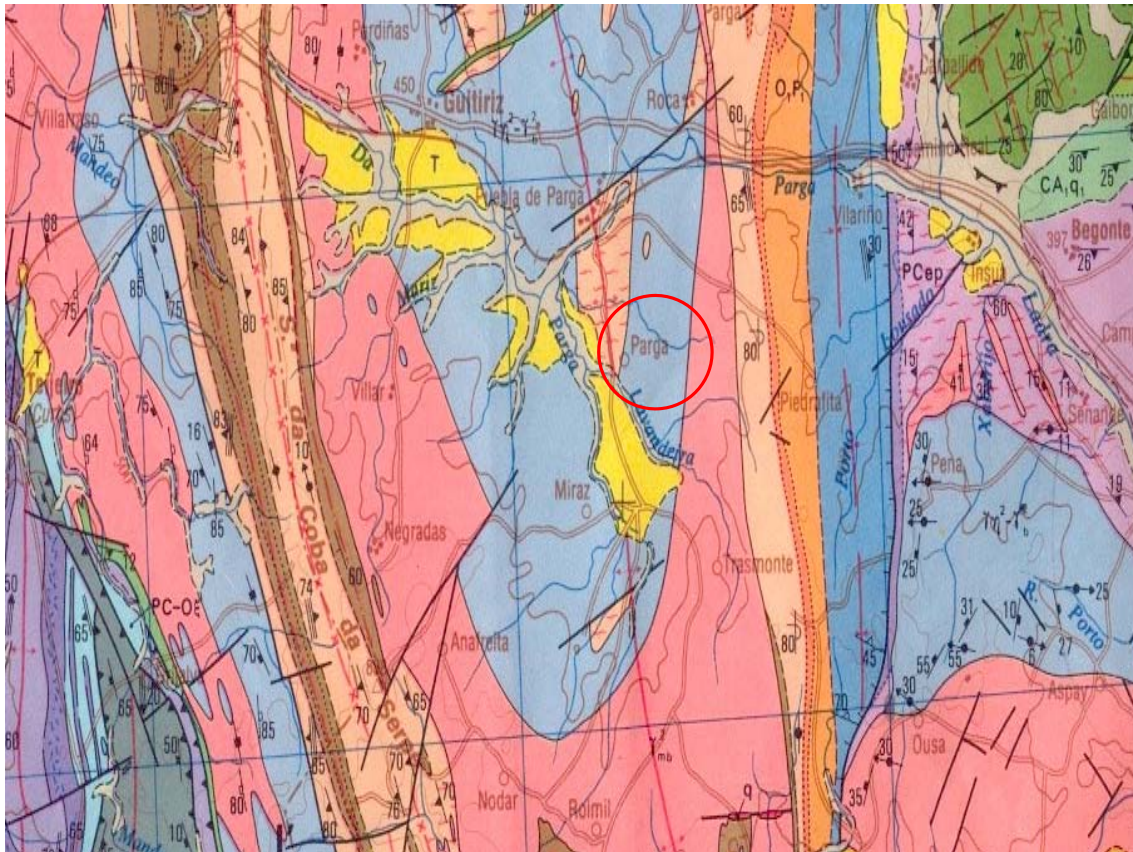


Fig. 11. Mapa geológico de la zona del ensayo en el término municipal de Guitiriz (Lugo)
(E: 1:200.000)

3.1.3. ESTUDIO CLIMÁTICO

La zona en la que se llevó a cabo la experiencia se localiza en la región bioclimática Atlántica (EEA 2003).

Por la proximidad a la zona de ensayo, los datos de temperatura y precipitación empleados en el estudio climático, proceden de la estación termopluviométrica de Sambreixo (estación 1514 I), dependiente del Centro Meteorológico Territorial de Galicia, cuya situación topográfica es la siguiente:

Latitud: 46° 09' 20''

Longitud: 07° 48' 00''

Altitud: 480 m snm

Orientación: SW

Se eligió dicha estación porque es la más próxima a la zona de estudio, por lo que se estima que presenta unas condiciones termopluviométricas similares a las del área en la que se desarrolla la experiencia. La diferencia de altitud entre la estación y la parcela es inferior a

100 metros, por lo que no consideramos necesario hacer correcciones altitudinales de los datos de precipitación y temperatura (Carballeira *et al.* 1983).

A partir de los datos anteriores, los cuales corresponden a los diez últimos años, se han elaborado los diagramas ombrotérmicos de Gaussen o climogramas (Walter y Lieth 1960), los diagramas bioclimáticos (Montero de Burgos y González-Rebollar 1983), así como las clasificaciones climáticas de Thornthwaite (Elías y Castellví 1996), Allué y Papadakis (Carballeira *et al.* 1983).

Finalmente, se analizaron las características climáticas de los nueve años evaluados en esta tesis (2000-2008) mediante los diagramas ombrotérmicos de Gaussen.

3.1.3.1. Índices climáticos

Se determinaron las siguientes variables:

- Temperatura media de las mínimas del mes más frío: correspondiente al mes de enero con una temperatura de 3,7 °C.

- Amplitud térmica:

- media anual (A): diferencia de las temperaturas medias del mes más cálido (Tc), en nuestro caso el mes de agosto con 16,82 °C, y del mes más frío (Tf), el mes de febrero con 5,47 °C. Por lo tanto, la amplitud térmica media anual de la zona es de 11,35 °C.

- extrema anual (A'): diferencia entre la temperatura media de las máximas del mes más cálido (TMc) y la temperatura media de las mínimas del mes más frío (Tmf). Siendo en nuestro TMc = 21,1 °C (agosto) y Tmf = 3,7 °C (enero) y resultando una amplitud térmica extrema anual de 17,4 °C.

- Índice de Peguy: cuya expresión matemática es $P = Pe / [(Pa - Pe)/3]$, siendo:

- Pa = Precipitación anual
- Pe = Precipitación estival (meses de junio, julio y agosto).

Este índice, indicador de la regularidad de la distribución de las precipitaciones a lo largo del año, toma en nuestro caso el valor de 0,35, lo que nos indica que se trata de un régimen intermedio entre el régimen oceánico (> 0,4) y el mediterráneo (< 0,3).

- Índice de aridez de Martonne:

- anual: cuya expresión matemáticas es $Ia = P / (T + 10)$ siendo:

- P = la precipitación anual media
- T = la temperatura media anual.

En nuestro caso no se registra aridez anual ya que $Ia > 20$.

- mensual: expresado por $i_a = (12 P_m) / (T^a_m + 10)$ siendo:

- P_m : precipitación mensual media
- T^a_m : temperatura media mensual.

En nuestro caso, no se registraría aridez ya que $i_a > 20$, pero durante los meses de julio y agosto sí que se refleja aridez, ya que para esos meses $i_a < 20$.

3.1.3.2. Diagrama ombrotérmico de Gaussen

Partiendo de los datos de temperatura media y precipitación media registrados en la estación de Sambreixo en los últimos diez años, hemos elaborado el diagrama ombrotérmico de Gaussen (Fig. 12). Dicho diagrama nos permite observar aquellos meses en los cuales podrían registrarse sequías, correspondiéndose esta situación con los meses en los cuales los valores de la curva pluviométrica (P_m) son inferiores a dos veces la temperatura media (Carballeira *et al.* 1983), no registrándose esta situación en nuestro caso.

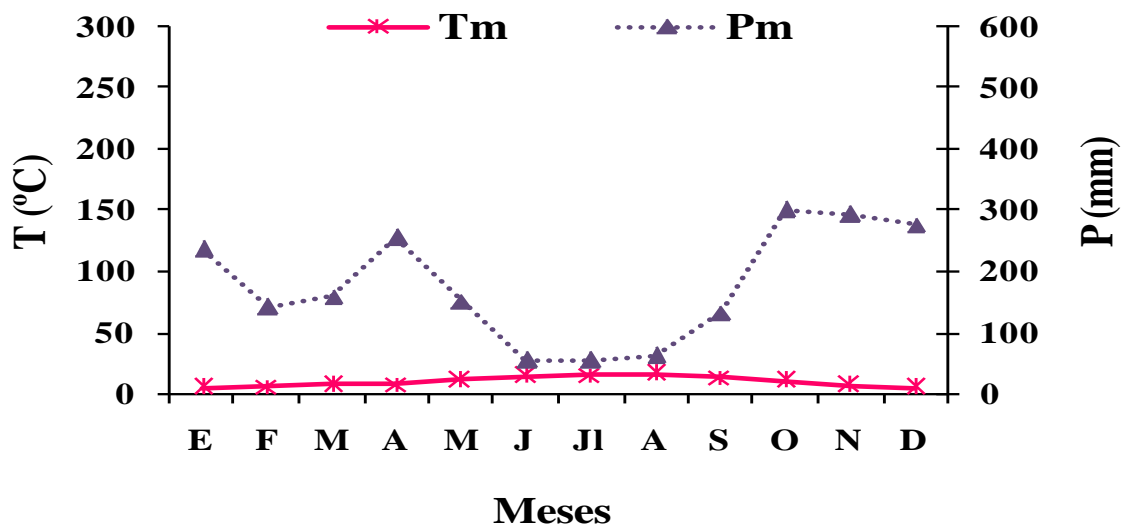


Fig. 12. Diagrama ombrotérmico de Gaussen. Donde: T: temperatura media mensual considerando una serie de 10 años; P: Precipitación media mensual considerando una serie de 10 años.

3.1.3.3. Balance hídrico

Para estimar las necesidades hídricas de la vegetación se utiliza el concepto de evapotranspiración potencial (ETP), que Thornthwaite (1948) definió como “la cantidad de agua que perderá una superficie completamente cubierta de vegetación en crecimiento activo si en todo momento existe en el suelo humedad suficiente para su uso máximo por las plantas”. Martínez *et al.* (2002) resume esa definición indicando que la ETP se refiere a la “pérdida de agua desde una superficie con cubierta vegetal, ya sea por evaporación del agua del suelo o por la transpiración de las plantas”.

Para el cálculo de la ETP se emplea la ecuación:

$$ETP = (0,457 T_m + 8.13) * k$$

Donde:

- T_m es la temperatura media mensual
- k es un valor climático mensual de variación lenta a lo largo de la geografía (Carballeira *et al.* 1983).

Así, se trata de una constante correspondiente a la situación geográfica de la capital de provincia donde está situada la estación meteorológica (Martínez *et al.* 2002).

Cuando hay insuficiencia de humedad y ésta se prolonga las plantas detienen su actividad, produciéndose una disminución de la evapotranspiración, circunstancia en la que se define la evapotranspiración residual (e), que empíricamente se calcula como:

$$e = 0,2 * ETP$$

En la Tabla 7 se indican los valores mensuales que alcanzan la evapotranspiración potencial y la residual en el área de estudio, tomando como base los datos medios de precipitación y temperatura de los últimos diez años.

Meses	K	T _m	P _m	ETP	e
Enero	0,95	5,47	119	10,10	2,02
Febrero	1,63	6,74	72	18,27	3,65
Marzo	3,31	8,01	80	39,03	7,81
Abril	4,84	8,82	129	58,86	11,77
Mayo	6,21	12,00	77	84,53	16,91
Junio	6,34	15,16	29	95,48	19,10
Julio	6,42	16,24	29	99,84	19,97
Agosto	5,51	16,82	32	87,16	17,43
Septiembre	3,59	14,51	67	52,99	10,60
Octubre	2,47	11,58	151	33,15	6,63
Noviembre	0,98	7,51	148	11,33	2,27
Diciembre	0,77	5,66	139	8,25	1,65

Tabla 7. Evapotranspiración potencial de la zona de estudio. Donde: k : constante bioclimática; T_m : temperatura media mensual de los últimos diez años (°C); P_m : precipitación media mensual de los últimos diez años (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); e : evapotranspiración residual (mm).

A partir de todas estas variables se ha realizado el balance hídrico correspondiente a la zona según la metodología recogida por Carballeira *et al.* (1983). Para ello se ha considerado una capacidad de retención del suelo de 100 mm (Tabla 8).

Meses	Pm	ETP	D	s	d
Enero	119	10,10	219	109,27	
Febrero	72	18,27	172	53,64	
Marzo	80	39,03	180	41,06	
Abril	129	58,86	229	69,77	
Mayo	77	84,53	177		
Junio	29	95,48	129		
Julio	29	99,84	129		
Agosto	32	87,16	132		
Septiembre	67	52,99	167	14,10	
Octubre	151	33,15	251	118,21	
Noviembre	148	11,33	248	136,22	
Diciembre	139	8,25	239	130,66	

Tabla 8. Balance hídrico de la zona de estudio. Donde: Pm: precipitación media mensual (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); D: disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).

De estos datos se deduce que la disponibilidad hídrica se reduce de forma importante durante los meses de mayo, junio, julio y agosto, pero sin registrarse déficits hídricos, por lo que el desarrollo vegetal no se vería limitado por condiciones de sequía.

3.1.3.4. Diagramas bioclimáticos

Los diagramas bioclimáticos son una representación de las intensidades bioclimáticas, las cuales miden la productividad potencial forestal (Carballeira *et al.* 1983).

Existen varios tipos de intensidades bioclimáticas:

- Intensidad bioclimática potencial: $IBP (ubc) = (Tm - 7,5) / 5$; donde:

- Tm: temperatura media mensual

Mide la actividad vegetativa máxima que puede proporcionar el clima y se define como el área comprendida entre la línea de temperaturas medias y la recta correspondiente a 7,5 °C. En este caso, si la temperatura media es mayor de 7,5 °C se habla de IBP cálida, mientras que si es menor de ese valor se trata de IBP fría y supone una paralización vegetativa.

- Intensidad bioclimática real: **IBR** (*ubc*) = **IBP** * **Cp**

$$(Cp) = (D - e) / (ETP - e)$$

Cp: coeficiente de pluviosidad

D: Disponibilidad hídrica (mm)

ETP: evapotranspiración potencial (mm)

e: evapotranspiración residual (mm)

Si $Cp > 1$, la producción se encontrará limitada únicamente por la temperatura, ya que se consideran iguales IBR e IBP pues la intensidad real nunca puede ser mayor que la potencial.

Si $1 > Cp > 0$ la limitación hídrica es parcial y la actividad vegetativa se encuentra limitada, reduciéndose la producción real (IBR) con respecto a la potencial (IBP).

- Intensidad bioclimática seca (IBS): se produce cuando existe una limitación hídrica total ($D < e$) lo que da lugar a una paralización vegetativa. En este caso la intensidad bioclimática será negativa.

- Intensidad bioclimática condicionada (IBC): ésta se produce cuando, tras un período de sequía y una vez compensados los déficits hídricos, la producción se encuentra limitada en aquellas especies cuya recuperación hídrica es lenta (arbolado).

Los resultados de los cálculos anteriores para la zona de estudio se exponen en la Tabla 9.

Meses	Cp	IBP	IBS	IBR
Enero	26,91	-0,41	-0,41	
Febrero	11,51	-0,15	-0,15	
Marzo	5,52	0,10		0,10
Abril	4,61	0,26		0,26
Mayo	2,36	0,90		0,90
Junio	1,43	1,53		1,53
Julio	1,36	1,75		1,75
Agosto	1,64	1,86		1,86
Septiembre	3,69	1,40		1,40
Octubre	9,23	0,82		0,82
Noviembre	27,06	0,00		0,00
Diciembre	35,94	-0,37	-0,37	
		TOTAL	-0,93	8,63

Tabla 9. Coeficiente de pluviosidad (Cp) e intensidades bioclimáticas potencial (IBP), seca (IBS) y real (IBR) mensuales y anuales de la zona de estudio.

Una vez determinadas las intensidades bioclimáticas se elaboró el diagrama bioclimático (Fig. 13) en el cual se observa que el desarrollo de la vegetación se encontraría limitado por el frío durante los meses de diciembre, enero y febrero ($T < 7,5^{\circ}\text{C}$), lo que conllevaría una reducción de la producción del pasto y del crecimiento del arbolado durante estos meses.

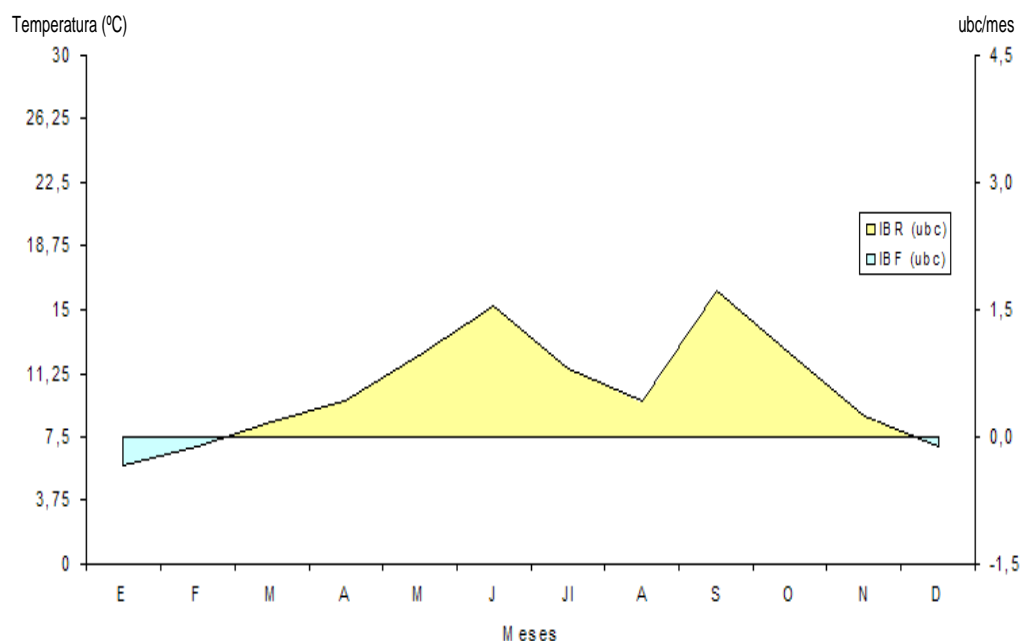


Figura 13. Diagrama bioclimático de la zona de estudio.

3.1.3.5. Clasificación climática de Thornthwaite

Basándonos en el balance hídrico realizado a partir de los datos de la estación seleccionada podemos clasificar el clima según el método de Thornthwaite (Carballeira *et al.* 1983). Para ello nos basaremos en los siguientes índices:

- Índice de humedad: $I_h = 100 (S / N) = 87,6$

Donde:

- S = exceso hídrico anual (mm) calculado como la suma de los excesos hídricos mensuales (s).

$$N = \text{ETP anual (mm)}$$

- Índice de aridez: $I_a = 100 (D' / N) = 11,36$.

Donde:

- D' = déficit hídrico anual (mm) calculado como la suma de los déficits hídricos mensuales (d).

- Índice hídrico anual: $I_{ha} = I_h - 0,6I_a = 80,78$
- Índice de la concentración estival de la eficacia térmica:

$$C = 100 (ETP_{\text{estival}} / ETP_{\text{anual}}) = 47,2$$

De los valores de estos índices y de la ETP anual se deduce que se trata de un clima con una región de humedad tipo B₄ (*Húmedo IV*) ($80 < I_{ha} < 100$), una región térmica tipo B₁' (*Mesotérmico I*) (ETP entre 570 y 712), con *déficit de agua pequeño en verano* (*r*) (I_a entre 0 y 16,7) y con un contraste térmico tipo *a'* ($C < 48$), lo que nos indica que el grado de rigor del verano con respecto al resto del año es suave.

3.1.2.6. Clasificación climática de Allué

Esta clasificación establece una clave dicotómica con los factores siguientes:

- Temperatura media del mes más frío ($t_f = 5,47$ °C)
- Precipitación media anual (mm) ($P = 1071,36$ mm)
- Altitud ($h = 550$ m)
- Índice de aridez (número de meses en que $P < 2T$), siendo T la temperatura media anual en °C. En nuestro caso son 2 meses.

Con estos valores, según Carballeira *et al.* (1983) nos encontramos en la subregión fitoclimática *Mediterránea subhúmeda de tendencia centroeuropea*.

3.1.3.7. Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas

La clasificación de Papadakis caracteriza el clima desde un punto de vista agroecológico. Para ello utiliza los valores extremos de las variables climáticas como factores limitantes en la distribución de distintos cultivos, a diferencia de la mayoría de las clasificaciones que utilizan valores medios.

Según esta clasificación, la parcela objeto de estudio se encuentra en una zona caracterizada por un invierno tipo *Avena cálido*, un verano tipo *Maíz*, con un régimen térmico del tipo *Templado cálido* y un régimen de humedad del tipo *Húmedo*. A partir de los regímenes térmicos y de humedad podemos decir que nos encontramos en una zona que presenta un clima tipo *Templado cálido*, que resulta adecuado para el desarrollo del trébol, raigrases, dactilo, festucas, bromos y agrostis, entre otras especies pratenses.

Periodo de heladas:

Las estadísticas climatológicas de los últimos 10 años muestran que hay un periodo de cuatro meses al año en los que nunca se han registrado heladas, que son junio, julio, agosto y septiembre. Según Carballeira *et al.* (1983), el número medio de días libres de heladas (n') puede calcularse según la expresión siguiente:

$$n' = 193,11 + 23,16 T_{mf}$$

Donde

- T_{mf} es la temperatura media de las mínimas del mes más frío en °C.

En nuestro caso serían 220 días. Las fechas que delimitan el periodo libre de heladas se obtienen por interpolación gráfica (Carballeira *et al.* 1983). En nuestro caso, la fecha de la última helada probable sería el 31 de marzo y la de la primera el 9 de noviembre, con un error de ± 3 días.

3.1.3.8. Diagramas ombrotérmicos de los años del estudio de la tesis

En la Fig. 14 se representan los diagramas ombrotérmicos de Gaussen correspondientes al intervalo de tiempo 2000-2008, periodo durante el cual se han realizado los trabajos de campo correspondientes a esta memoria doctoral.

La zona de estudio se caracterizó por presentar durante los últimos diez años una temperatura media anual de 10,71 °C y una precipitación media anual de 1071,36 mm.

Las temperaturas medias anuales registradas durante los años 2000, 2001, 2002, 2005 y 2006 fueron similares a la temperatura media anual registrada en los últimos diez años (10,71 °C). Sin embargo, las temperaturas medias anuales de los años 2003 (11,8 °C) y 2004 (11,6 °C) fueron superiores a la temperatura media de los últimos diez años, mientras que las registradas durante los años 2007 (10,02 °C) y 2008 (9,89 °C) fueron inferiores.

Los años 2001, 2007 y 2008 fueron los años más fríos, siendo la temperatura media mensual registrada menor que la de los últimos diez años en nueve de los doce meses del año. Durante los años 2002, 2004, 2005 y 2006 las temperaturas medias mensuales fueron menores que las medias de los últimos diez años en cuatro de los doce meses del año. Sin embargo, durante el año 2003 únicamente se registraron temperaturas medias mensuales inferiores a la media de los últimos diez años en los meses de enero y febrero. Los meses de enero, febrero y diciembre resultaron ser los más fríos durante los nueve años de estudio, con temperaturas medias inferiores a los 7°C, valor límite por debajo del cual el pasto ve limitado su crecimiento notablemente (Mosquera-Losada *et al.* 1999b). Además, durante los años 2004 y 2008 también se registraron temperaturas inferiores a este valor límite (7 °C) en los meses de

marzo y noviembre. Las temperaturas medias mensuales más altas de los últimos diez años se registraron en los meses de julio y agosto (16 °C y 17 °C, respectivamente). Así, durante los años 2000 y 2001 las temperaturas más altas se registraron en el mes de agosto (17 °C), siendo también el mes más caluroso en el año 2003 (21 °C), mientras que, en los restantes años de estudio, es el mes de julio en el que se registran las temperaturas más elevadas.

En relación a las precipitaciones anuales registradas durante los años 2001 (925 mm), 2004 (875 mm), 2005 (801 mm) y 2007 (582 mm) fueron inferiores a la precipitación media de los últimos diez años (1071,36 mm). Sin embargo, las precipitaciones anuales registradas durante los años 2000 (1505 mm), 2002 (1351 mm), 2006 (1350 mm) y 2008 (1163 mm) fueron superiores a la precipitación media de los últimos diez años. La precipitación anual registrada durante el año 2003 (1038 mm) fue similar a la precipitación media de los últimos diez años (1071,36 mm). De forma general, durante los nueve años de estudio, en los meses de julio y agosto se registraron unos valores de precipitación mensual inferiores a las precipitaciones medias mensuales de los últimos 10 años, lo que ocasionó un periodo de sequía durante estos meses, condicionando el crecimiento del pasto, debido a la parada vegetativa en los meses de verano por falta de agua. Además, durante los años 2000, 2001, 2003 y 2006 el periodo de sequía se registró desde el mes de junio.

Durante los años 2000 y 2002 las mayores precipitaciones se registraron en el mes de noviembre (456 mm y 313 mm, respectivamente), en los años 2001 y 2003 en el mes de enero (311 mm y 190 mm, respectivamente), mientras que el mes de octubre fue el más lluvioso durante los años 2004 (231 mm), 2005 (188 mm) y 2006 (308 mm). En el año 2007 el mes más lluvioso fue febrero (154 mm), mientras que en el año 2008 fue abril (184 mm). Por el contrario, el mes de junio fue en el que se registraron las menores precipitaciones durante los años 2000 y 2001 (13 mm y 8 mm, respectivamente), el mes de septiembre durante los años 2003 (16 mm) y 2007 (13 mm), el mes de julio en los años 2004 (18 mm) y 2008 (26 mm), el mes de agosto en el año 2002 (10 mm), los meses de julio y agosto (13 mm) en el año 2005 y los meses de junio y julio (10 mm) en el año 2006.

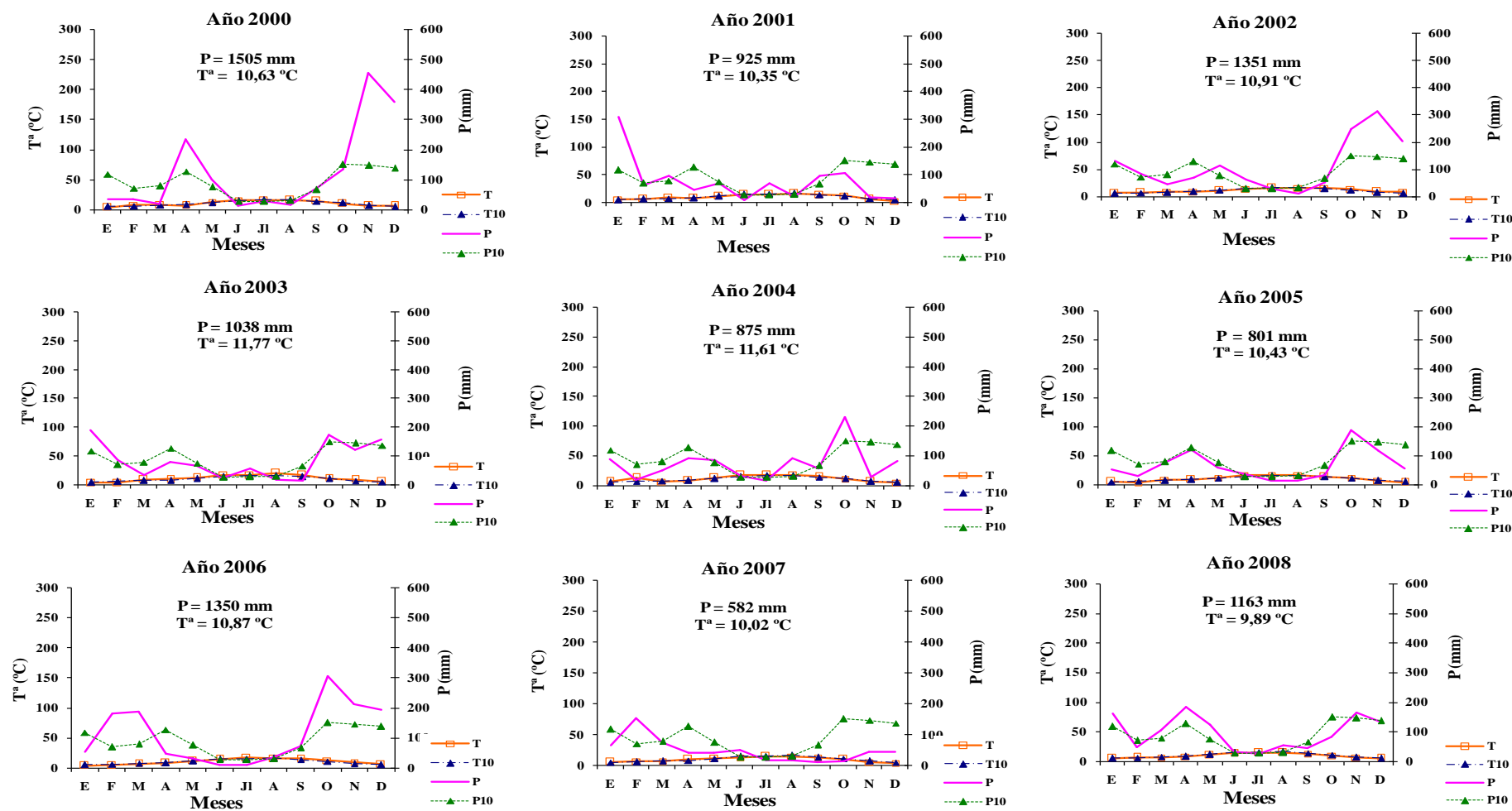


Fig. 14. Precipitación media mensual (mm) (P_{10}) y temperatura media mensual (°C) (T_{10}) de los últimos diez años y precipitación mensual (P) (mm) y temperatura media mensual (T) (°C) de los nueve años de estudio evaluados en esta tesis.

3.1.4. EDAFOLOGÍA

Los análisis de la muestra inicial de suelo nos indican que el suelo de este estudio pertenece al tipo Umbrisol (FAO 1998), asentado sobre cuarcitas, con textura franco-arcillo-arenosa (63,20 % arena, 20,09% arcilla y 16,71 % limo), en el cual se asentaba una plantación de *Pinus radiata* de aproximadamente treinta años, que fue cortada a hecho para plantar posteriormente la misma especie forestal, práctica habitual en la zona debido a su carácter serotino

En la Tabla 10 se muestran los valores iniciales de pH en agua y en KCl, la relación C/N, los porcentajes de materia orgánica, nitrógeno (N), fósforo total (P), potasio, calcio (Ca^{2+}), aluminio (Al^{3+}), magnesio (Mg^{2+}), potasio (K^{+}) y sodio (Na^{+}) asimilables en BaCl_2 y la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CIC efectiva) en la muestra inicial de suelo.

CONDICIONES INICIALES DE LA MUESTRA DE PARTIDA DEL SUELO											
pH (agua)	pH (KCl)	C/N	MO (%)	N (%)	P (%)	Al ³⁺ (%)	Ca ²⁺ (%)	Mg ²⁺ (%)	K ⁺ (%)	Na ⁺ (%)	CIC efectiva
4,28	3,87	22	8,74	0,23	0,12	0,13	0,012	0,034	0,01	0,008	0,194

Tabla 10. pH en agua (pH (agua)) y en KCl (pH KCl), relación carbono/nitrógeno (C/N), porcentajes de materia orgánica (MO), N, P total y contenido de K, Ca, Mg, Na y Al asimilables en BaCl_2 y CIC efectiva en el suelo al comienzo del ensayo (año 1999).

El análisis de suelo muestra que nos encontramos ante un suelo con una acidez considerable, ya que los valores de pH, tanto en agua (4,28) como en KCl (3,87) son muy bajos, por lo que la disponibilidad de cationes puede verse limitada y por lo tanto la producción de pasto reducida (López-Mosquera 1995), tal y como demuestra el hecho de que presenta una reducida proporción de bases cambiables (K, Ca, Mg, Na), pero altos niveles de Al. Por otra parte, se puede decir que el contenido inicial de materia orgánica en nuestro suelo es alto (Fuentes-Yagüe 1994), encontrándose los niveles de nitrógeno dentro de los valores considerados como normales por Domínguez-Vivancos (1997) (0,02-0,4 %). La relación C/N, que fue de 22, nos indica que el proceso de mineralización está ralentizado, lo que nos puede advertir de un proceso de nitrificación insuficiente para aportar nitrógeno mineral a las plantas (Fuentes-Yagüe 1994). Finalmente, los niveles de fósforo se hallan dentro del intervalo considerado por Juárez y Sánchez (1996) como habituales en suelo (0,02-0,5 %).

En la Tabla 11 se recoge la concentración de metales pesados en el suelo al inicio del ensayo (año 1999), así como la concentración máxima de metales pesados permitida para el uso de lodos en agricultura según la legislación europea (Directiva 86/278) y española (RD

1310/1990). Asimismo, se recogen las modificaciones, aún no aprobadas, que propone la UE a través del “Working document on Sludge 3rd draft” (2000), en relación a los niveles de metales pesados máximos permitidos en suelo para el empleo de lodos en la agricultura. El cromo, cobre y zinc presentan unas concentraciones en suelo consideradas como habituales en la bibliografía (Domínguez-Vivancos 1984; Kabata-Pendias 1985), mientras que las concentraciones iniciales de níquel superan a las recomendadas por el “Working document on Sludge 3rd draft” para poder aplicar lodos en suelos con $\text{pH} \geq 5$. En todo caso, hay que tener en cuenta que, en caso de llegar a aprobarse esta normativa, no podríamos fertilizar con lodos a pesar de emplear bajas dosis como las utilizadas en este experimento.

Metales pesados	Concentración inicial	Directiva 86/278/EEC	R.D 1310/1990		Working document on Sludge 3rd draft” (2000)		
		6< pH <7	pH <7	pH >7	5≤ pH <6	6≤ pH <7	pH ≥7
Cadmio	-	1-3	1	3	0,5	1	1,5
Cromo	4,1	-	100	150	30	60	100
Cobre	5,8	50-140	50	210	20	50	100
Mercurio	-	1-1,5	1	1,5	0,1	0,5	1
Níquel	2,1	30-75	30	112	1,5	50	70
Plomo	-	50-300	50	300	70	70	100
Zinc	20,6	150-300	150	450	60	150	200

Tabla 11. Concentración inicial y concentración máxima de metales pesados en el suelo (mg kg^{-1} de materia seca) según la legislación europea (Directiva 86/278/ EEC), española (RD 1310/1990) y las modificaciones que propone la UE a través del “Working document on Sludge 3rd draft” (2000).

3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

En el año 1998 se realizó una plantación con *Pinus radiata* D. Don a una densidad de 1667 árboles por hectárea (marco 3 x 2 m), tras efectuar una corta a hecho de árboles de la misma especie con una edad aproximada de 30 años. El estrato arbustivo de esta repoblación estaba constituido por un brezal, siendo las especies más abundantes *Erica cinerea* L., *Calluna vulgaris* L., *Pterospartum tridentatum* L., *Rubus* spp., etc., y algunas herbáceas como *Avenula sulcata* J. Gay ex Delastre, *Agrostis curtisii* Kerguelen, *Holcus mollis* L. etc., todas ellas frecuentes en nuestros montes.

El establecimiento de los tratamientos se inició en octubre del año 1999 cuando la masa de *Pinus radiata* D. Don tenía la edad de un año, continuando los muestreos y toma de datos en la actualidad, si bien en esta tesis doctoral únicamente se evalúan los resultados obtenidos

hasta el mes de enero del año 2010. A principios del año 2008 se realizó una poda baja del arbolado.

El diseño experimental empleado fue de bloques al azar con tres réplicas y trece tratamientos, estableciéndose 39 parcelas de 12 x 8 m², constituidas cada una por 25 árboles, dispuestos en un cuadrilátero de 5 x 5 árboles.

En octubre del año 1999 se procedió a la preparación del terreno mediante un desbroce mecanizado y un subsolado entre las líneas de plantación, ya que esta preparación sencilla había dado buen resultado en otras zonas de monte (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a), y a continuación se aplicó la cal en cobertera al suelo en las parcelas en las que correspondía aplicar este tratamiento. Un mes después, en noviembre, se realizó una siembra a voleo de 25 kg ha⁻¹ de *Lolium perenne* L. var. Brigantia, 4 kg ha⁻¹ de *Trifolium repens* L. var. Huia y 10 kg ha⁻¹ de *Dactylis glomerata* L. var. Artabro.

Se establecieron trece tratamientos sobre las parcelas o unidades experimentales: combinación de encalado (C) (2,5 Mg CaCO₃ ha⁻¹) y no encalado, con dos dosis de lodo de depuradora que implicaban 50 kg N total ha⁻¹ (B: baja) y 100 kg N total ha⁻¹ (A: alta), aportadas en tres fechas diferentes (1: febrero 2: marzo y 3: abril) durante los años 2000, 2001, 2002 y 2003. El lodo se aplicó de forma manual y en cobertera en cada fecha. Además, se estableció un tratamiento control (NF) que consistió en la ausencia de encalado y fertilización. La descripción y la nomenclatura de los diferentes tratamientos puede verse en la Tabla 12, mientras que en la Fig. 15 se muestra una fotografía aérea de la zona objeto de estudio, en la que se puede observar el diseño experimental y la distribución física de los diferentes tratamientos.

NF: tratamiento control o de No fertilización ni encalado (NF)	
CAL (2,5 tn ha ⁻¹)	NO CAL
B1: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero	B1: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero
B2: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en marzo	B2: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en marzo
B3: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en abril	B3: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en abril
A1: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero	A1: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero
A2: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en marzo	A2: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en marzo
A3: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en abril	A3: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en abril

Tabla 12. Diferentes tratamientos aplicados en este estudio

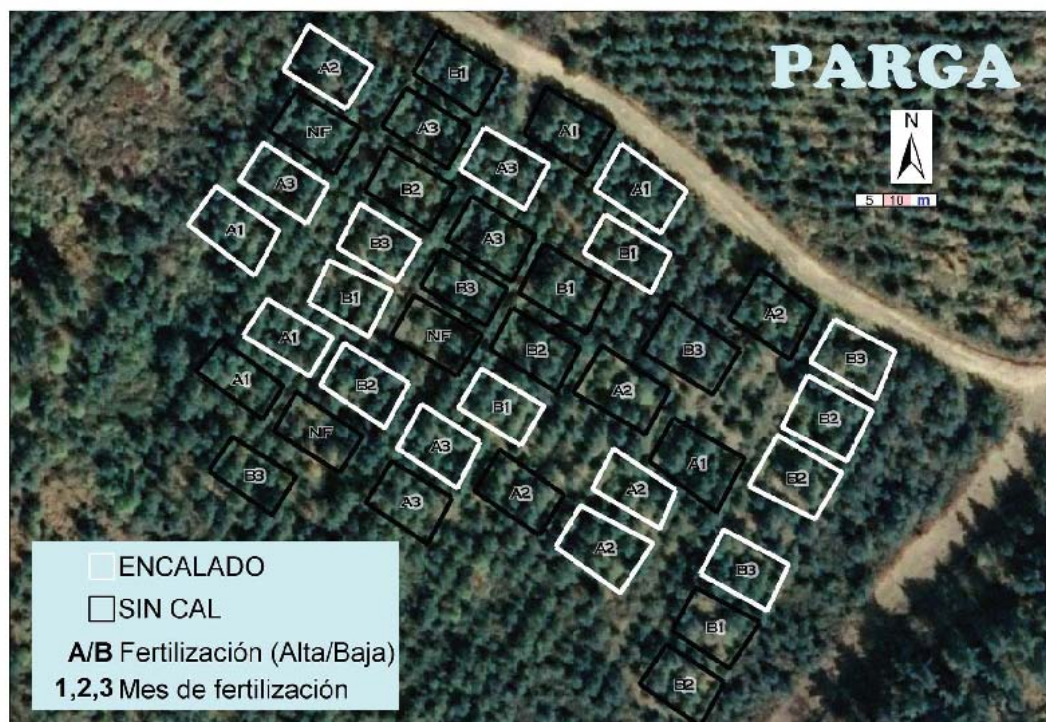


Fig. 15. Vista aérea de la zona del ensayo (Sixpac 2010)

El lodo usado como abono en este ensayo fue facilitado por la planta depuradora de aguas residuales de Lugo (Gestagua S.A.). El cálculo de las cantidades necesarias de lodo se realizó en función del contenido de nitrógeno total en el residuo empleado en cada aporte, debido a que el contenido de nitrógeno en el lodo presenta una gran variabilidad a lo largo del año (Mosquera-Losada y Rigueiro-Rodríguez 2002b; Mosquera-Losada *et al.* 2009d). Hay que tener en cuenta que, según la EPA (1994), sólo un 25 % del nitrógeno total aportado se encuentra disponible en el año de aplicación. Dosis más altas a las empleadas en este estudio merman el crecimiento forestal por aumentar la competencia entre el pasto y el arbolado y pueden generar, probablemente, contaminación por nitratos (Egiarte *et al.* 2005). Este fango está tratado y estabilizado de forma anaeróbica y cumple los requisitos necesarios para ser usado en agricultura (RD 1310/1990) (Tabla 9).

Los niveles de los metales pesados se encuentran dentro de los límites establecidos por la Directiva Europea 86/278 y el RD 1310/1990 para la aplicación de lodos en suelos ácidos (Tabla 13), lo que puede deberse a que en la ciudad de Lugo no existen industrias que generen cantidades importantes de este tipo de elementos en el lodo, como las metalúrgicas. Además, los niveles de metales pesados en nuestro lodo son inferiores a los niveles propuestos por la UE a través del “Working document on Sludge 3rd draft” (2000).

Parámetros	Concentración media en el lodo	Directiva 86/278/EEC R.D 1310/1990	Working document on Sludge 3rd draft"
Materia seca (%)	23,99		
pH	6,97		
N (%)	2,82		
P (%)	1,87		
K (%)	0,27		
Ca (%)	0,52		
Mg (%)	0,44		
Na (%)	0,06		
Fe (%)	1,10		
Cr (mg kg ⁻¹)	56,60	1000-1500	1000
Cu (mg kg ⁻¹)	144,65	1000-1750	1000
Ni (mg kg ⁻¹)	55,34	300-400	300
Zn (mg kg ⁻¹)	154,12	2500-4000	2500
Cd (mg kg ⁻¹)	5,08	20-40	10
Pb (mg kg ⁻¹)	81,93	750-1200	750
Mn (mg kg ⁻¹)	174,94		

Tabla 13. Propiedades químicas de los lodos aplicados en este ensayo, así como los límites establecidos por la Directiva Europea 86/278 y el RD 1310/1990, y las modificaciones propuestas por la UE a través del “Working document on Sludge 3rd draft” (2000). El rango superior y el rango inferior del intervalo representan los límites establecido por la legislación para la aplicación de lodos en suelos ácidos y básicos, respectivamente.

También se realizó un cálculo aproximado de la cantidad de esos elementos que se adicionaron con el lodo, resultando que, como media, se aplicaron las cantidades que se muestran en la Tabla 14. Dado el bajo nivel de metales en suelo y en lodo, y las reducidas cantidades de lodo aplicadas al suelo, pudo aportarse el residuo orgánico sin incumplirse los requisitos marcados por la legislación vigente (RD 1310/1990).

	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cr	Cu
Dosis baja	50	33,15	4,79	9,22	7,8	1,06	19,5	1,06	0,25
Dosis alta	100	66,31	9,57	18,44	15,6	2,12	39	2,12	0,5
Valores límite (RD 1310/1990)	-	-	-	-	-	-	-	3	12

	Ni	Zn	Cd	Pb	Mn
Dosis baja	0,09	0,26	0,01	0,14	0,3
Dosis alta	0,18	0,52	0,02	0,28	0,6
Valores límite (RD 1310/1990)	3	30	0,15	15	-

Tabla 14. Cantidades aportadas ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en las aplicaciones de lodo para cada uno de los elementos en ambas dosis y los valores máximos permitidos por la normativa española (RD 1310/1990) para una media de 10 años.

En la Tabla 15 se muestra, a modo de resumen, el calendario de actuaciones llevadas a cabo durante el periodo de tiempo en el que se desarrolló esta experiencia:

AÑO	MES	ACTUACIÓN
1999	Octubre	Preparación del terreno: desbroce y subsolado entre las líneas de plantación. Aplicación de cal
	Noviembre	Siembra a voleo
2000	Febrero	Aplicación de lodo
	Marzo	
	Abril	
2001	Febrero	Aplicación de lodo
	Marzo	
	Abril	
2002	Febrero	Aplicación de lodo
	Marzo	
	Abril	
2003	Febrero	Aplicación de lodo
	Marzo	
	Abril	
2008	Enero	Poda baja del arbolado

Tabla 15. Calendario de actuaciones llevadas a cabo durante toda la experiencia

3.3. MUESTREOS Y MEDICIONES EN EL CAMPO

3.3.1. RECOGIDA DE LAS MUESTRAS DE SUELO

La toma de muestras de suelo, en cada una de las 39 parcelas estudiadas, se realizó en el mes de enero con una periodicidad anual, si bien en esta tesis solamente se muestran los resultados referidos a los años 2001, 2004, 2009 y 2010.

Los parámetros del suelo se analizaron a partir de muestras recogidas por medio de muestreos aleatorios en cada una de las unidades experimentales. Cada muestra es el conjunto de 3 muestreos tomados de forma aleatoria por parcela. La profundidad de muestreo durante los años 2001, 2004 y 2009 fue de 25 cm, tal y como señala el RD 1310/1990. Además, durante el año 2010 se tomaron muestras de suelo a cuatro profundidades diferentes del perfil edáfico: 25 cm, 50 cm, 75 cm y 1m (los resultados de las muestras de suelo obtenidas en profundidad durante este último año se presentarán en el apartado dedicado al carbono).

Una vez obtenidas las muestras, éstas fueron llevadas al laboratorio, se dejaron secar al aire y se tamizaron empleando un tamiz de luz de 2 mm.

3.3.2. MEDICIÓN DEL ARBOLADO

Para evaluar el crecimiento del arbolado se procedió a la medición de tres variables durante el mes de agosto de los años 2000, 2004, 2007 y 2008. Las variables cuantificadas fueron la altura total mediante el empleo de pértiga telescópica (excepto en el primer año que se empleó la cinta métrica), el diámetro basal en el año 2000 mediante calibre, el diámetro normal (a 1,30 m de altura) en los años 2004, 2007 y 2008 mediante forcípula (dos mediciones perpendiculares por árbol) y el diámetro de copa con cinta métrica (se realizaron dos mediciones por copa) durante los años 2000 y 2004 y con vértex durante los años 2007 y 2008. Las distintas variables arboladas sólo se midieron en los nueve árboles centrales de cada parcela con el objeto de evitar el efecto borde.

3.3.3. RECOGIDA DE LAS MUESTRAS DE PASTO

Se procedió a la cosecha de todo el pasto de las parcelas durante los periodos de primavera y otoño de todos los años comprendidos entre el año 2000 y el año 2008. En cada uno de estos cortes se realizó un muestreo previo, en el que se tomaron en cada pasillo delimitado por los nueve árboles centrales de cada parcela, un total de cuatro muestras al azar, a la altura del árbol central, de 0,3 x 0,3 m (0,09 m²) de superficie, mediante el empleo de cizalla manual a pilas de la marca Outils Wolf modelo SP 75. El calendario de muestreos

Material y métodos

llevados a cabo en el campo, desde la implantación de las parcelas hasta el último año de estudio, se muestra en la Tabla 16.

AÑO	MES	ACTUACIÓN
2000	Julio	Muestreo de pasto
	Agosto	Medición del arbolado
	Diciembre	Muestreo de pasto
2001	Enero	Recogida de muestras de suelo
	Mayo	Muestreo de pasto
	Julio	
2002	Mayo	Muestreo de pasto
	Julio	
	Diciembre	
2003	Junio	Muestreo de pasto
	Diciembre	
2004	Enero	Recogida de muestras de suelo
	Junio	Muestreo de pasto
	Julio	
	Agosto	Medición del arbolado
	Diciembre	Muestreo de pasto
2005	Enero	Recogida de muestras de suelo
	Mayo	Muestreo de pasto
	Julio	
2006	Marzo	Muestreo de pasto
	Agosto	
	Diciembre	
2007	Enero	Recogida de muestras de suelo
	Febrero	Medición del arbolado
	Septiembre	Muestreo de pasto
2008	Julio	Muestreo de pasto
	Septiembre	Medición del arbolado
	Diciembre	Muestreo de pasto
2009	Enero	Recogida de muestras de suelo
2010	Enero	Recogida de muestras de suelo

Tabla 16. Calendario de muestreos llevados a cabo en el campo en las diferentes parcelas estudiadas desde la instalación de la experiencia hasta el último año de estudio de esta tesis.

3.4. DETERMINACIONES EN LABORATORIO

3.4.1. DETERMINACIONES EN SUELO

Una vez tamizadas y secadas las muestras de suelo recogidas se procedió a la determinación de los siguientes parámetros:

3.4.1.1. pH

En las muestras de suelo se analizó el pH, tanto en agua como en KCl 0,1 M. Para ello, se pesaron 10 gr de suelo y se añadieron 25 ml de agua destilada ó KCl 0,1 M. En ambos casos, la relación fue de 1:2,5, dejando un tiempo de reacción de 10 minutos y 2 horas, respectivamente, para proceder a la lectura con pHmetro modelo GLP 21 Crison (Gutián y Carballas 1976) y determinar así el pH en agua y en KCl, respectivamente.

3.4.1.2. Carbono total y materia orgánica

El contenido total de carbono en suelo se determinó mediante la oxidación de la materia orgánica total, empleando dicromato potásico y ácido sulfúrico. El exceso de dicromato fue valorado con sal de Mohr (Kowalenko 2001).

La cantidad de materia orgánica se obtuvo multiplicando la cantidad de carbono por el factor de Van Bemmelen (1,724), expresándose en porcentaje de materia seca al aire.

3.4.1.3. Cationes disponibles por el método de Cloruro Bórico

Los contenidos de K, Ca, Mg, Na y Al en el suelo también fueron analizados tras realizar una extracción en BaCl₂ a 0,6 N según describen Mosquera y Mombiola (1986). La concentración de K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ se midió con el espectrómetro VARIAN 220FS. En el caso de K⁺ y Na⁺ por emisión atómica, mientras que para Ca²⁺ y Mg²⁺ se empleó absorción, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN 1989). El contenido de aluminio se determinó mediante un método colorimétrico que emplea hidróxido sódico 0,01 N, utilizando como indicador fenoltaleína al 1 % en solución alcohólica (Mosquera y Mombiola 1986).

3.4.1.4. Cationes extraídos por el método Mehlich

Para conocer la concentración de calcio y de metales pesados (cobre, zinc, cromo, plomo, cadmio y níquel) que se encuentran disponibles para las plantas en el suelo de esta

experiencia, se siguió el método de Mehlich (M3) (Mehlich 1985). Después de la extracción, se procedió a su medición en la disolución mediante espectrofotometría de absorción atómica.

3.4.1.5 Metales pesados totales

Los metales pesados (zinc, cobre, cadmio, cromo, plomo y níquel) se determinaron por espectrometría de absorción atómica después de realizar una digestión con ácido nítrico mediante microondas (CEM 1994).

3.4.2. DETERMINACIONES EN PASTO

En cada muestreo, una vez recogidas las cuatro muestras de hierba de 30 x 30 cm en cada parcela, se procedió a su pesaje en fresco. Posteriormente se estimó su peso seco en el laboratorio en estufa a 60 °C durante 48 horas, en dos submuestras de aproximadamente 100 g, para determinar la producción de pasto en términos de materia seca. Las otras dos submuestras se emplearon para estudiar la composición florística vascular de la pradera mediante separación botánica manual (submuestras de 100 g aproximadamente). Además, se separaron los componentes de acículas, musgo y material senescente o seco. Con posterioridad se procedió al pesaje en seco de la biomasa de cada una de las especies y se procedió a la molienda de las mismas.

Para el estudio de la composición botánica del pasto nos centraremos en los resultados de los muestreos de los años 2000, 2004 y 2008 (primavera y otoño).

3.4.2.1. Metales pesados en pasto

Se determinaron los metales pesados zinc y cobre. El zinc en planta se analizó tras una digestión con microkjeldahl (Castro *et al.* 1990). Durante los años 2002 y 2003, el cobre en planta se determinó a partir de la digestión con ácido nítrico mediante microondas (CEM 1994), y a partir del año 2004 tras digestión con microkjeldahl (Castro *et al.* 1990).

En todos los casos la medición se llevó a cabo mediante espectrofotometría de absorción atómica y se empleó un espectrofotómetro VARIAN 220FS, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN 1989).

3.4.3. PARÁMETROS EVALUADOS A PARTIR DE LAS MEDICIONES EN CAMPO Y DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS EN EL LABORATORIO

3.4.3.1. Suelo

- *CIC efectiva y porcentajes de saturación de los elementos de cambio*

Para conocer los porcentajes de saturación de los diferentes cationes (aluminio, calcio, sodio, magnesio y potasio), que componen el complejo de cambio, fue necesario calcular, en primer lugar, la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CIC efectiva), como la suma de las diferentes concentraciones de los cationes disponibles en nuestro suelo que fueron obtenidos mediante extracción con cloruro bórico (BaCl_2). A continuación se calculó el porcentaje de saturación de los diferentes elementos de cambio a través de la relación concentración del catión de cambio / CIC efectiva por catión (Mosquera y Mombiola 1986).

3.4.3.2. Arbolado

- *Porcentaje de marras*

- *Incremento en altura y diámetro*

A partir de las mediciones realizadas en el campo (altura, diámetro) se calculó el incremento en altura (desde el año 2000 al 2004 y desde el año 2004 al 2008) y el incremento en diámetro normal desde el año 2004 al 2008.

- *Cobertura*

A partir de las mediciones de diámetro de copa realizadas en los muestreos llevados a cabo durante los años 2000, 2004 y 2008, se ha calculado el porcentaje de cobertura de la especie arbórea referido a hectáreas, así como el porcentaje de zona libre de cobertura arbolada, con el fin de calcular la producción real de pasto

- Cobertura de la especie arbórea = $\text{densidad} * \pi * (\text{radio}_{\text{medio}})^2$
- % de cobertura de la especie arbórea = $(\text{cobertura de la especie arbórea} * 100) / 10000$
- Porcentaje de zona libre de cobertura = $100 - \% \text{ de cobertura de la especie arbórea}$

3.4.3.3. Pasto

• *Producción*

La producción de pasto obtenida en las diferentes parcelas estudiadas se determinó a partir de las muestras de pasto recogidas en el campo durante los nueve años de estudio. Se ha dividido el estudio de la producción en cuatro apartados:

- ***Biomasa de acículas:*** fitomasa de las acículas encontradas en el suelo de los diferentes tratamientos evaluados en esta tesis durante los diferentes años de estudio.

- ***Fitomasa aérea total en el sotobosque:*** en este caso se ha procedido a obtener los datos de biomasa total, entendida ésta como la suma de la producción de pasto herbáceo + la producción de arbustos + la producción de material senescente (constituida por material seco o restos) + la producción de musgo + la producción de acículas.

- ***Producción potencial de pasto:*** entendida como la fitomasa aérea del sotobosque obtenida en cada parcela durante los diferentes años de estudio sin tener en cuenta las acículas caídas ni el musgo. Es decir, la producción de pasto será = fitomasa aérea de plantas herbáceas + fitomasa aérea de brotes de plantas leñosas + material senescente o seco de las especies herbáceas y brotes de leñosas.

- ***Producción real de pasto:*** calculada a partir de la producción potencial de pasto excluyendo la zona ocupada por la cobertura arbolada antes de la poda.

Asimismo, se presentan los datos de ***producción de fitomasa aérea total del sotobosque acumulada***, de ***producción potencial de pasto y de pasto real acumulada*** y de ***producción de acículas acumulada***, calculados como la suma de la producción obtenida en el año de estudio + la producción obtenida en los años anteriores.

Puntualizar que los cálculos de producción anual presentados en esta tesis proceden de la suma de los datos de producción estacional (primavera y otoño). Durante el año 2001 y el año 2007 solamente se procedió a la realización de un corte en verano, mientras que la producción estacional de los años 2002, 2004 y 2005 se calculó sumando la producción de pasto obtenida en los meses de junio y de julio, debido a las mejores condiciones climáticas registradas durante este período.

• *Composición botánica*

La composición botánica de las parcelas se estudió a partir de las muestras de pasto recogidas en el campo durante los años de duración de la experiencia, aunque en esta tesis solamente se presenta la composición botánica correspondiente a los años 2000, 2004 y 2008.

Debemos decir que, entre todos los componentes vegetales presentes en las separaciones botánicas realizadas en los distintos cortes, se han elegido sólo aquellos que tuvieron una mayor presencia:

- **Acículas**
- **Musgo y material senescente o seco**
- **Especies sembradas al inicio del ensayo:** *Dactylis glomerata* L.; *Lolium perenne* L. y *Trifolium repens* L.
- **Especies espontáneas:**
 - Herbáceas: *Agrostis* spp. (resultado de sumar la abundancia de las especies *Agrostis curtissii* L. + *Agrostis capillaris* L.+ *Agrostis stolonifera* L.); *Holcus* spp. (procede de la suma de la abundancia de las especies *Holcus mollis* L. + *Holcus lanatus* L.); *Pseudarrhenatherum longifolium* (Thore) Rouy y *Taraxacum officinale* Weber.
 - Arbustivas: *Calluna vulgaris*; *Erica* spp. (engloba la abundancia de las especies *Erica cinerea* L.+ *Erica umbellata* L.), *Rubus* sp. y *Ulex gallii* Planch.

La proporción de los diferentes componentes vegetales que constituyen la fitomasa aérea total del sotobosque se calculó a través de la relación peso del componente / peso total de la submuestra de fitomasa total del sotobosque (herbáceas + arbustivas + material senescente + musgo + acículas); mientras que la proporción de las diferentes especies que constituyen la producción potencial de pasto se calculó mediante la relación peso de la especie / peso de la submuestra de pasto (sin acículas y sin musgo)

3.5. BALANCE DE CARBONO

Para analizar el balance de carbono en el sistema silvopastoral que se estudia en esta tesis, nueve años después de iniciar la experiencia, se ha seguido la metodología descrita por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2006).

De los trece tratamientos aplicados al comienzo de la experiencia, únicamente se tendrán en cuenta para la realización del balance de carbono aquellos en los que el efecto sobre la acumulación de carbono en el suelo fue más importante y en los que el crecimiento del arbolado en diámetro normal fue menor o mayor. Por lo tanto, el estudio del balance de carbono en el sistema silvopastoral establecido en esta experiencia se reducirá a cinco tratamientos:

- Los tratamientos en los que se combinó la aplicación de enmiendas calizas tanto con dosis bajas como altas de lodo aplicadas al suelo en febrero (**CAL B1 y CAL A1**, respectivamente).
- Los tratamientos en los que se aplicaron dosis bajas y altas de lodo en febrero sin encalado (**NO CAL B1 y NO CAL A1**, respectivamente).
- El tratamiento control o de No fertilización, en donde ni se aplicó cal ni lodo al suelo (**NF**).

Para la realización del balance de carbono se ha procedido a separar el sistema silvopastoral en sus diferentes componentes: estrato arbóreo (parte aérea + parte radical + acículas), estrato de la biomasa total del sotobosque sin acículas, el componente suelo y el componente animal, ya que la capacidad de fijación y pérdida del carbono en el sistema varía en función de éstos (Fig. 16).

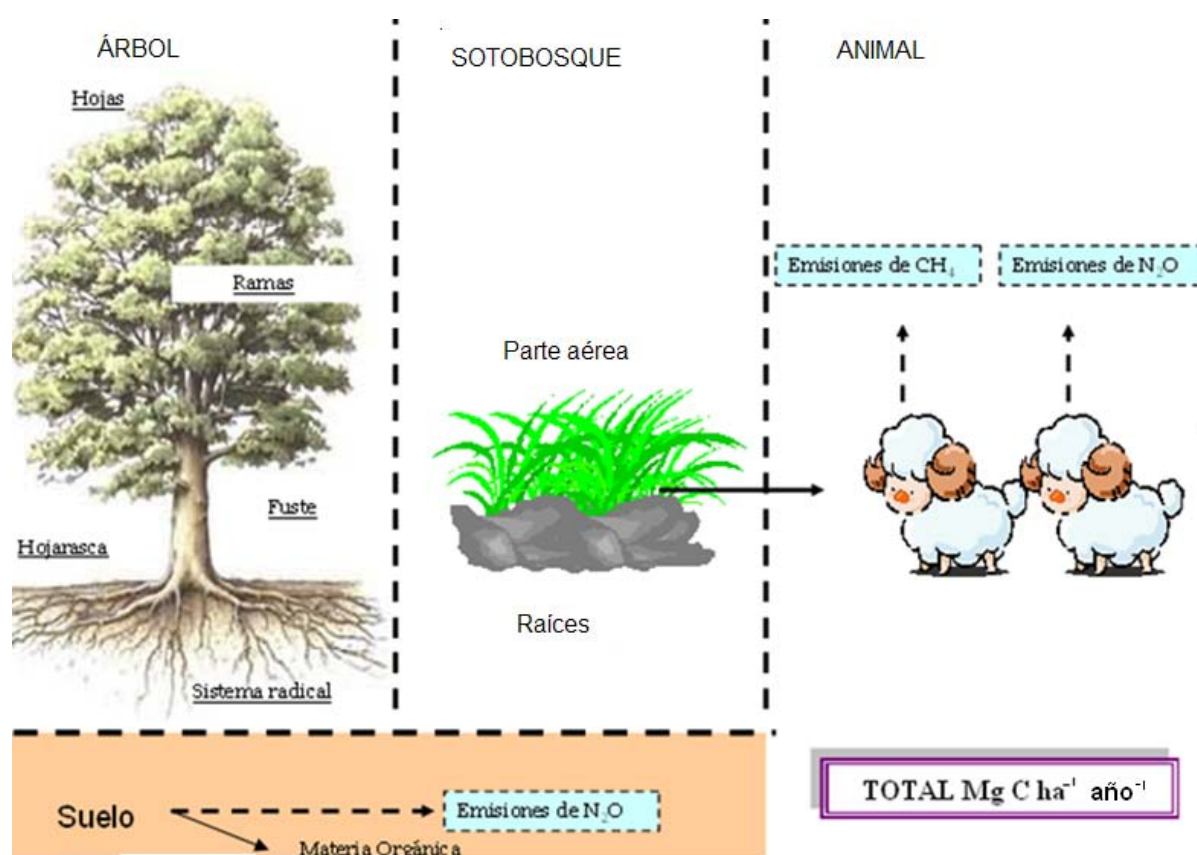


Fig. 16. Esquema empleado para la determinación de la fijación de carbono en las diferentes partes del sistema considerado (Fernández-Núñez 2007).

El carbono se va almacenando en el árbol con el paso del tiempo, mientras que en el suelo, la materia orgánica cambia de año a año, y en el pasto el carbono fijado puede eliminarse del sistema mediante la siega o mediante el pastoreo de los animales, por lo que el carbono fijado en el sistema por estos componentes se calculará como la diferencia entre el carbono obtenido en el último año de estudio y el obtenido durante el primer año, dividido entre el número total de años de duración de la experiencia ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Sin embargo, para determinar las pérdidas de carbono originadas por el ganado (Steinfeld *et al.* 2006) se emplearán los datos de carga ganadera media (CG) para los nueve años que duró esta experiencia, y cuyo cálculo se detallará posteriormente.

Por lo tanto, el balance final de carbono ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se determinará como la diferencia entre el carbono fijado por el arbolado, por el pasto y por el suelo y el emitido por el suelo y el ganado.

3.5.1. DETERMINACIÓN DE CARBONO EN EL ESTRATO ARBÓREO

El contenido de carbono total en el estrato arbóreo se determinó a partir de la suma del contenido de carbono fijado por la biomasa aérea de la cubierta arbolada (constituida por las acículas, ramillas, ramas finas y ramas gruesas), por la parte radical del estrato arbóreo y por el carbono fijado por las acículas caídas al suelo de los diferentes tratamientos evaluados durante el último año de estudio (año 2008).

3.5.1.1. Biomasa aérea y radical del estrato arbóreo

Partiendo del diámetro normal medido en el año 2008 y de los pies presentes en cada uno de los diferentes tratamientos evaluados en este estudio, se procedió a la determinación del contenido de carbono en la biomasa aérea y radical de la cubierta arbolada. Para ello, se han empleado las ecuaciones descritas por Montero *et al.* (2005) para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en España (Tabla 17), las cuales nos permitieron obtener, para cada ejemplar (árbol) presente en las diferentes parcelas de estudio, la biomasa aérea (kg MS pie^{-1}) (biomasa del fuste, biomasa de ramas > 7 cm, biomasa de ramas 2-7 cm, biomasa de ramas < 2 cm, acículas) y la biomasa radical (kg MS pie^{-1}).

Posteriormente, y teniendo en cuenta la biomasa arbórea por pie (kg MS pie^{-1}) previamente calculada, y la densidad forestal, se estimó la biomasa por hectárea (Mg MS ha^{-1}) de cada una de las fracciones del árbol y la biomasa arbórea total por hectárea (Mg MS ha^{-1}) para cada tratamiento. Esta última variable se multiplicó por un valor medio de 0,50 (Merino

et al. 2003; Montero *et al.* 2005) para determinar el contenido de carbono fijado por el componente arbolado por hectárea (Mg C ha⁻¹).

***Pinus radiata* D. Don**

Variable	Parámetros		R ² _{adj}	SEE	FUNCIÓN
Y	a	b			
BF	3,03	2,56	0,98	0,20	Y= CF*A*d ^b
BR ₇	10,57	3,65	0,71	0,53	
BR ₂₋₇	4,13	2,12	0,75	0,62	
BR ₂	3,54	1,76	0,67	0,62	CF= e ^{SEE²/2}
BA	5,03	2,06	0,74	0,61	
Br	2,78	2,14	0,94	0,31	A= e ^a

Tabla 17. Valores de los parámetros *a* y *b*, de la función $Y = CF * A * d^b$, del coeficiente de determinación ajustado (R^2) y del error estándar de la estimación (*SEE*) para las distintas fracciones de biomasa, donde: CF: factor de corrección calculado a partir del error estándar de la estimación *SEE*; d: diámetro (cm); BF: Biomasa del fuste; BR₇: biomasa de las ramas de diámetro mayor de 7 cm; BR₂₋₇: biomasa de las ramas de diámetro entre 2 y 7 cm; BR₂: biomasa de las ramas de diámetro menor de 2 cm; BA: biomasa de las acículas y Br: biomasa de la raíz. (Montero *et al.* 2005).

3.5.1.2. Pinocha

Dentro del componente arbolado, además de determinar el contenido en carbono en la biomasa aérea y radical, se tendrán en cuenta las aportaciones de carbono que se producen por la muerte, desprendimiento y depósito de las acículas y otros restos de los árboles sobre el suelo de la parcela (pinocha). Para ello, se calculó la biomasa de las acículas (Mg MS ha⁻¹) caídas al suelo durante el año 2008, a partir de la relación porcentual entre el peso de acículas presentes en la composición botánica de la biomasa total y el peso total de la biomasa total del sotobosque obtenida durante ese año. Únicamente se tendrá en cuenta la biomasa de las acículas obtenida durante el último año de estudio, ya que éstas se retiran en cada cosecha para favorecer la producción de pasto herbáceo. Por último, el contenido de carbono fijado por las acículas caídas al suelo (Mg C ha⁻¹ año⁻¹) en las diferentes parcelas evaluadas se calculará multiplicando la producción de acículas por el factor 0,49 (Gómez-Rey *et al.* 2002).

3.5.2. DETERMINACIÓN DE CARBONO EN EL ESTRATO BIOMASA DEL SOTOBOSQUE

El contenido de carbono total fijado por la biomasa del sotobosque se determinó a partir de los datos de producción de biomasa total aérea y radical del sotobosque (Mg MS ha^{-1}) de cada tratamiento evaluado durante el año 2008.

Por lo tanto, el contenido de carbono total fijado por el estrato de la biomasa del sotobosque será el resultado de sumar el carbono fijado por la parte aérea de la biomasa del sotobosque (sin tener en cuenta las acículas) + el carbono fijado por la parte radical de la misma.

3.5.2.1. Contenido de carbono en la parte aérea de la biomasa del sotobosque

Para determinar el contenido de carbono en la parte aérea de la biomasa del sotobosque se tuvo en cuenta la carga ganadera media que los diferentes tratamientos estudiados fueron capaces de mantener durante los nueve años que duró la experiencia.

De los distintos sistemas de manejo que se proponen para el ganado ovino destinado a la producción de carne en Galicia (Zea-Salgueiro 1992), y teniendo en cuenta las características particulares de nuestro sistema, y de la zona en la cual se desarrolla, hemos considerado que el que mejor se adapta a nuestras características es el siguiente: ovejas de raza gallega de 35 kg de peso vivo y destinadas a la producción de carne, que permanecerán en pastoreo aproximadamente siete meses (abril-mayo-junio-julio-15 días en septiembre-octubre-noviembre y 15 días en diciembre), y el resto del año (aproximadamente 150 días año^{-1}) estarán estabuladas (Fig. 17). Los periodos de pastoreo y estabulación son los habituales en la zona (Mosquera y González 1998), debido a las características climáticas que limitan el crecimiento del pasto en verano, por la sequía, y en invierno por las bajas temperaturas.

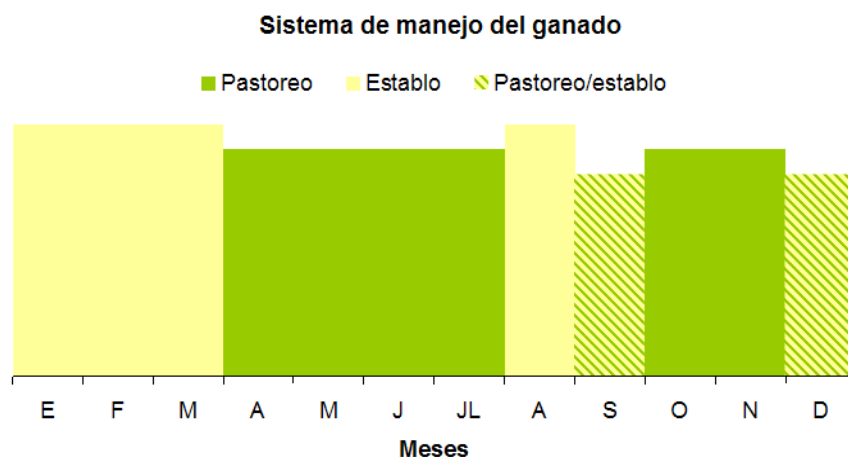


Fig. 17. Sistema de manejo del ganado propuesto.

✧ *Cálculo de la carga ganadera (CG₁) en pastoreo*

La carga ganadera (CG₁) (ovejas ha⁻¹) se calculó a partir de los datos anuales de producción real de pasto (Mg MS ha⁻¹) en cada tratamiento evaluado durante los años 2000 al 2008 y de las necesidades alimenticias anuales del ganado (Mg MS oveja⁻¹ y día⁻¹) mediante la aplicación de la siguiente ecuación:

$$CG_1 \text{ (ovejas ha}^{-1}\text{)} = \text{Producción} / \text{Consumo}$$

Donde:

- Producción: Producción real de pasto (kg MS ha⁻¹ año⁻¹)
- Consumo: Necesidades alimenticias anuales de las ovejas en pastoreo teniendo en cuenta que las ovejas pastaron en este periodo 210 días año⁻¹, con unas necesidades alimenticias de 1,74 kg MS oveja⁻¹ y día⁻¹

Para el cálculo de la carga ganadera se utilizaron los datos de producción real de pasto (herbáceas + arbustivas + material senescente) porque las especies arbustivas se mantuvieron durante todo el estudio en estado herbáceo debido a los cortes frecuentes, y por lo tanto pueden servir de alimento para el ganado.

✧ *Cálculo de las necesidades totales de silo*

Partiendo de las necesidades de silo que tiene una oveja a lo largo del día (0,75 kg MS silo día⁻¹) (Flores-Clavete *et al.* 1992) y una vez conocida la carga ganadera (CG₁) y el número de días al año que permanecen estabuladas (150 días), se determinarán las necesidades de silo correspondientes a cada hectárea de pastoreo durante un año, mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Necesidades totales de Silo (kg MS silo (año)}^{-1}\text{)} = 0,75 * CG_1 * 150$$

✧ *Determinación de la superficie de ensilado*

Para determinar la superficie destinada a la producción de silo (ha) para complementar la alimentación de los animales que pastan en 1 ha se consideró que ésta se encontraba en zona desarbolada (fuera de la experiencia) y además se tomó como dato de referencia que 1 ha produce 7,096 Mg MS silo año⁻¹, valor que representa las condiciones típicas de Galicia. Por lo tanto, la superficie de silo necesaria para soportar de forma adecuada la carga ganadera del sistema, se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Superficie ensilado (ha)} = (\text{Necesidades totales de silo}) / (\text{Producción de silo ha}^{-1})$$

✱ *Determinación de la Carga Ganadera general (CG)*

Una vez determinada la superficie necesaria para la producción de silo se determina la carga ganadera general (CG) que soporta el sistema:

$$\text{CG (ovejas ha}^{-1}\text{)} = \text{CG}_1 / (\text{Superficie de pasto} + \text{Superficie de ensilado})$$

La superficie de pasto se corresponde con 1 hectárea ya que los cálculos realizados para determinar la producción real de pasto necesaria para cubrir las necesidades alimenticias del ganado de forma anual fueron de 1 hectárea.

El contenido de carbono correspondiente a la parte aérea de la biomasa del sotobosque durante el año 2008 se ha determinado teniendo en cuenta: el pasto necesario durante la época de pastoreo, el pasto necesario para el ensilado incluyendo la reducción en peso (15%) que sufre la hierba destinada a forraje (Mosquera-Losada y González 1998) y la producción de musgo en el año 2008, obteniendo lo que hemos denominado **biomasa aérea total del sotobosque (sin acículas)**, y a partir de la cual, se determinó la cantidad de materia orgánica (MO) que hay en la misma, teniendo en cuenta que el porcentaje de materia orgánica encontrado en parcelas mixtas evaluadas en Galicia es de un 90,36% (Flores *et al.* 1992) y que el contenido de carbono fijado por la parte aérea de la biomasa del sotobosque (sin acículas) será el 50% de la materia orgánica (Montero *et al.* 2005).

$$\text{MO}_{\text{biomasa aérea}} = (\text{Mg MS}_{\text{biomasa aérea ha}^{-1}}) * 0,9036$$

3.5.2.2. Contenido de carbono en la parte radical de la biomasa del sotobosque

La biomasa radical total del sotobosque ($\text{Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se calculó como la suma de los pesos radiculares obtenidos en las diferentes profundidades de muestreo (25 cm, 50 cm, 75 cm y 1m). Puntualizar, que al realizar las separaciones botánicas en el laboratorio, se agruparon las raíces finas del arbolado y las raíces finas del pasto.

Una vez obtenida la biomasa radical total del sotobosque, y a partir de las necesidades de pasto (pasto durante el pastoreo + pasto para ensilado), se calculó el contenido de carbono

(Mg C ha⁻¹ año⁻¹) fijado por las raíces de la biomasa que conforman el sotobosque del sistema silvopastoral, cifrando dicho contenido en un 49,67% (Gordon *et al.* 2005).

3.5.3. DETERMINACIONES DE CARBONO EN EL COMPONENTE SUELO DEL SISTEMA

3.5.3.1. Contenido de carbono acumulado en el suelo

A partir del muestreo de suelo realizado a principios del año 2009 se calculó el porcentaje de carbono presente en el suelo de cada tratamiento evaluado, tal y como se detalló en el apartado de materia orgánica (véase *apartado 3.4.1.2*).

El contenido de carbono del suelo (Mg ha⁻¹) de los diferentes tratamientos evaluados se determinó a partir del porcentaje de carbono obtenido en los primeros 25 cm del perfil edáfico (ya que no disponíamos de datos iniciales a otra profundidad) y de la densidad del suelo (1,1 Mg m⁻³):

$$C \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} = (\% \text{ C} * \text{densidad de suelo} * \text{volumen de suelo}) / 100$$

3.5.3.2. Pérdidas de carbono en el componente suelo

Siguiendo las directrices del IPCC (2006) las emisiones de óxido nitroso producidas en el suelo se calcularán diferenciando:

- emisiones directas de N₂O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo);
- emisiones directas de N₂O procedentes de los suelos dedicados a la producción animal (incluyen el pastoreo)
- emisiones indirectas de N₂O procedentes del nitrógeno utilizado en agricultura.

Posteriormente, se calcularon los equivalentes de CO₂ multiplicando las emisiones de N₂O totales procedentes del suelo por el potencial de calentamiento del N₂O, cuyo valor es de 310 (IPCC 2006).

3.5.3.2.1. Estimación de las emisiones directas de N₂O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo)

✱ Emisiones procedentes del fertilizante exógeno (F_{ex})

Se corresponden con la cantidad anual de N aplicado al suelo de este estudio en forma de fertilizante exógeno (dosis bajas = 50 N total ha⁻¹, dosis altas = 100 N total ha⁻¹ y No Fertilizado = 0 N total ha⁻¹).

✳ *Emisiones procedentes del estiércol utilizado como fertilizante (F_{ON})*

Para calcular las emisiones directas de N_2O procedentes de la utilización del estiércol como fertilizante se ha determinado, en primer lugar, la cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicado al suelo de este estudio (F_{ON}) ($kg\ N\ año^{-1}$), excluyendo el que se emite durante la época de pastoreo.

$$F_{ON} = F_{AM}$$

Donde:

- F_{AM} = cantidad anual de N procedente del estiércol animal aplicado al suelo del estudio ($kg\ N\ año^{-1}$). Se determinó a partir de la cantidad de N del estiércol gestionado y disponible para la aplicación al suelo (N_{MMS_Avb}) ($kg\ N\ año^{-1}$) (IPCC 2006).

$$N_{MMS_Avb} = Nex_{est} * (1 - Frac_{perd} / 100)$$

Donde:

- Nex_{est} = promedio anual de excreción de N por animal estabulado ($kg\ N\ animal^{-1}\ año^{-1}$) (IPCC 2006), resultante de la gestión de estiércol, y que se calcula teniendo en cuenta el porcentaje total de días que el ganado se encuentra estabulado
- $Frac_{perd}$ = cantidad de N del estiércol del ganado que se pierde en el sistema de gestión del estiércol (almacenaje de sólidos = 15%) (IPCC 2006) (incluye las pérdidas de N asociadas al ambiente de los animales y al sistema de almacenamiento final (IPCC 2006).

Por lo tanto, las **emisiones directas totales** de N_2O serán el resultado de sumar las emisiones procedentes de la utilización de fertilizantes exógenos (F_{ex}) y las emisiones derivadas del uso del estiércol como fertilizante (F_{ON}), teniendo en cuenta el factor de emisión para las emisiones directas procedentes del tipo de fertilizante (FE_1) ($0,01\ kg\ N_2O-N\ (kg\ de\ aporte\ de\ nitrógeno)^{-1}$) y el factor estequiométrico ($44/28$) para convertir las emisiones directas de N_2O-N en emisiones directas totales de N_2O (IPCC 2006).

$$N_2O_{DIRECTAS\ TOTALES\ FERTILIZANTE} = (F_{ex} + F_{ON}) * FE_1 * (44 / 28)$$

3.5.3.2.2. *Estimación de las emisiones directas de N_2O procedentes del pastoreo de los animales*

La estimación de las emisiones de N_2O procedentes del pastoreo se realizó a partir de la cantidad anual de nitrógeno de la orina y del estiércol depositado por los animales en pastoreo sobre el pasto (F_{PRP}) ($kg\ N\ año^{-1}$), teniendo en cuenta el factor de emisión establecido por el IPCC (2006) para este tipo de aprovechamientos (FE_2), ($0,01\ kg\ N_2O-N\ (kg\ N)^{-1}$) y el factor

estequiométrico (44/28) para convertir las emisiones directas de N₂O-N en emisiones directas totales de N₂O (IPCC 2006).

$$N_2O_{\text{DIRECTAS PASTOREO}} (\text{kg ha}^{-1}) = F_{\text{PRP}} * FE_2 * (44 / 28)$$

Siendo:

$$F_{\text{PRP}} = CG * n_{\text{ex}} * P_{\text{past}}$$

Donde:

- CG= carga ganadera general media en pastoreo obtenida durante el periodo de tiempo de duración de esta experiencia (desde el año 2000 al año 2009)
- n_{ex} = factor de emisión que varía según el ganado, y que para el caso de las ovejas toma un valor de 20 kg animal⁻¹ año⁻¹ (IPCC 2006)
- P_{past} = fracción de la excreción anual total de N de cada especie / categoría de ganado que se deposita en pasto (0,59) (IPCC 2006)

Por tanto, las **emisiones directas totales de N₂O procedentes del suelo** fueron el resultado de la suma de las emisiones de N₂O totales procedentes del fertilizante y de las emisiones procedentes del pastoreo de los animales.

$$N_2O_{\text{DIRECTAS TOTALES SUELO}} = N_2O_{\text{TOTALES FERTILIZANTE}} + N_2O_{\text{TOTALES PASTOREO}}$$

3.5.3.2.3. Estimación de las emisiones indirectas de N₂O

En este apartado se determinan las emisiones indirectas de NH₃ y óxidos de N (NO_x) procedentes de la deposición atmosférica así como las emisiones procedentes de la lixiviación según las directrices del IPCC (2006).

La primera de estas vías es la volatilización de N como NH₃ y NO_x, y la deposición de estos gases y de sus productos NH₄ y NO₃⁻ sobre los suelos y la superficie de los lagos y otras masas de agua. Las fuentes de N como NH₃ y NO_x no se limitan a los fertilizantes y abonos agrícolas, sino que incluyen también la combustión de combustibles fósiles, el quemado de biomasa y los procesos de la industria química. Es así que estos procesos provocan emisiones de N₂O de una manera análoga a las derivadas de la agricultura, después de la aplicación de fertilizantes de N sintético y orgánico y/o de la deposición de orina y estiércol de los animales en pastoreo.

La segunda vía es la lixiviación y el escurrimiento desde la tierra de N de agregados de fertilizantes sintéticos y orgánicos, residuos agrícolas, mineralización de N relacionada con pérdida de C del suelo en suelos minerales y en suelos orgánicos drenados/gestionados por los cambios en el uso de la tierra o las prácticas de gestión, y la deposición de orina y estiércol de los animales en pastoreo.

Parte del N inorgánico del suelo o sobre el suelo, principalmente en forma de NO_3 , puede evitar los mecanismos de retención biológica del sistema suelo/vegetación en el flujo de agua por tierra (escurrimiento) y/o fluir a través de los macroporos del suelo o del drenaje de tuberías.

◊ **Emisiones de NH_3 y NO_x procedentes de la volatilización**

La fórmula empleada en el cálculo de las emisiones de N_2O es la siguiente (IPCC 2006):

$$E_{\text{N}_2\text{O-atm}} = ((F_{\text{ex}} * \text{Frac}_{\text{GASF}}) + (F_{\text{ON}} + F_{\text{PRP}}) * \text{Frac}_{\text{GASM}}) * FE_3 * 44/28$$

Donde:

- F_{ex} = cantidad anual de N aplicado como fertilizante al suelo de este estudio
- $\text{Frac}_{\text{GASF}}$ = fracción del N del fertilizante exógeno que se volatiliza como NH_3 y NO_x ($0,1 \text{ kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x$ (kg del nitrógeno en el fertilizante sintético aplicado)⁻¹) (IPCC 2006)
- F_{ON} = cantidad total anual de fertilizante orgánico aplicado al suelo de este estudio
- F_{PRP} = cantidad anual de N de la orina y del estiércol depositado sobre el pasto por los animales en pastoreo
- $\text{Frac}_{\text{GASM}}$ = fracción de materiales fertilizantes de N orgánico (F_{ON}) y de N de la orina y estiércol depositado por animales en pastoreo (F_{PRP}) que se volatiliza como NH_3 y NO_x ($0,2 \text{ kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x$ (kg del nitrógeno excretado por el ganado)⁻¹) (IPCC 2006)
- FE_3 = factor de emisión correspondiente a las emisiones de N_2O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en la superficie del agua ($0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N}$ (kg $\text{NH}_3\text{-N}$ y $\text{NO}_x\text{-N}$ volatilizados) (IPCC 2006)
- $44/28$ = factor estequiométrico para convertir las emisiones indirectas de $\text{N}_2\text{O-N}$ procedentes de la volatilización en emisiones indirectas totales de N_2O (IPCC 2006)

◊ **Emisiones procedentes de la lixiviación**

Las emisiones procedentes de la lixiviación se calcularon aplicando la siguiente fórmula:

$$E_{\text{N}_2\text{O-Lix}} = ((F_{\text{ex}} + F_{\text{ON}} + F_{\text{PRP}}) * \text{Frac}_{\text{Lix}} * FE_4 * 44 / 28$$

Donde:

- F_{ex} = cantidad anual de N aplicado como fertilizante al suelo de este estudio

- F_{ON} = cantidad total anual de fertilizante orgánico aplicado al suelo de este estudio
- F_{PRP} = cantidad anual de N de la orina y del estiércol depositado sobre el pasto por los animales en pastoreo
- $Frac_{lix}$ = fracción del N total agregado o mineralizado en suelos gestionados en regiones donde se produce lixiviación/escurrimiento ($0,3 \text{ kg N (kg de agregado)}^{-1}$) (IPCC 2006)
- FE_4 = factor de emisión de N_2O por lixiviación y escurrimiento de N ($0,0075 \text{ kg } N_2O\text{-N (kg N por lixiviación/escurrimiento)}$) (IPCC 2006)
- $44/28$ = factor estequiométrico para convertir las emisiones indirectas de $N_2O\text{-N}$ procedentes de la lixiviación en emisiones indirectas totales de N_2O (IPCC 2006)

Por lo tanto, las **emisiones indirectas totales de N_2O procedentes del suelo** de este estudio son el resultado de sumar las emisiones indirectas de N_2O procedentes de la volatilización y de la lixiviación.

$$N_2O_{\text{INDIRECTAS TOTALES SUELO}} = E_{N_2O\text{-atm}} + E_{N_2O\text{-Lix}}$$

3.5.3.2.4. Emisiones N_2O totales procedentes del componente suelo

Serán el resultado de sumar las emisiones directas y las emisiones indirectas de N_2O procedentes del suelo del presente estudio.

3.5.4. GANADO

3.5.4.1. Estimación de las emisiones de carbono por parte del ganado

Para calcular las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por el ganado en los diferentes tratamientos evaluados, se empleará la carga ganadera general o media obtenida durante los nueve años de duración de esta experiencia. La carga ganadera media (CG) se calculará siguiendo la metodología expuesta con anterioridad.

Una vez calculadas las cargas ganaderas medias soportadas por el sistema silvopastoral desde el año 2000 al año 2008, se determinaron las emisiones de CO_2 originadas por el manejo del ganado ovino presente en las diferentes parcelas de estudio. Para ello, y siguiendo las “pautas” o “recomendaciones” del IPCC (2006), en primer lugar se calcularon las emisiones de metano y después las emisiones de N_2O para, seguidamente, determinar los equivalentes en CO_2 .

3.5.4.1.1. Cálculo de las emisiones de metano (CH_4)

Dependen del tipo, edad y peso del animal y de la cantidad y calidad del forraje (IPCC 2006). El cálculo se realiza aplicando un factor de emisión al número de animales en un intervalo anual.

Para obtener las emisiones de metano (CH_4) procedentes del ganado es necesario, por un lado, calcular las emisiones derivadas de la fermentación entérica (E_{fer}) y por otro lado las emisiones procedentes del manejo del estiércol (E_{est}). Los cálculos realizados se detallan a continuación:

✧ Cálculo de las emisiones procedentes de la fermentación entérica (E_{fer})

El metano procedente de la fermentación entérica en los herbívoros es una consecuencia del proceso digestivo durante el cual los hidratos de carbono se descomponen, por la acción de microorganismos, en moléculas simples que se absorben en el torrente sanguíneo. Tanto los animales rumiantes como los no rumiantes producen metano; sin embargo, los rumiantes son la fuente más importante.

Para realizar este cálculo es necesario conocer el número de animales (ovejas ha^{-1}) (CG) y el valor de un factor de emisión (FE_5), que depende del tipo de animal considerado; en nuestro caso, ganado ovino, el valor del factor de emisión es 5 $\text{Kg CH}_4 \text{ cabeza}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Xunta de Galicia 2004; IPCC 2006).

$$E_{\text{fer}} (\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}) = \text{CG} * \text{FE}_5$$

✧ Cálculo de las emisiones procedentes del manejo del estiércol (E_{est})

El metano procedente del manejo del estiércol obedece a su descomposición en condiciones anaeróbicas. Esas condiciones se presentan por lo general cuando permanece un número elevado de animales en un área confinada (granjas, corrales...) (IPCC, 2006).

Al igual que en el apartado anterior, para realizar el cálculo de las emisiones de metano procedentes del manejo del estiércol es necesario conocer el número de animales y multiplicarlo por un factor de emisión (FE_6). Dicho factor de emisión depende de la temperatura media mensual de la zona, y en nuestro caso toma un valor de 0,22 $\text{kg CH}_4 \text{ cabeza}^{-1} \text{ y año}^{-1}$ (IPCC 2006).

Además, y como ya hemos comentado anteriormente, el manejo de los animales que forman este sistema está cinco meses al año estabulado, lo que supone que a lo largo de un año, permanecen estabulados un 41% de los días.

Por lo que la fórmula empleada para el cálculo de las emisiones procedentes del manejo de estiércol fue:

$$E_{\text{est}} (\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}) = \text{CG} * \text{FE}_6 * 0,41$$

✳ *Cálculo del total de emisiones de CH₄ procedentes del ganado*

Las emisiones totales de metano procedentes del ganado serán el resultado de la suma de las emisiones procedentes de la fermentación entérica (E_{fer}) y el manejo del estiércol por estabulación (E_{est}).

$$\text{Total CH}_4 \text{ emisiones} = E_{\text{fer}} + E_{\text{est}}$$

Una vez obtenidas las emisiones de metano procedentes del ganado es necesario transformar dichos resultados en equivalentes de CO₂, teniendo en cuenta el potencial de calentamiento del metano (21).

3.5.4.1.2. *Cálculo de las emisiones de N₂O*

Para el cálculo de las emisiones de N₂O por parte del ganado se ha tenido en cuenta tanto el periodo en el que los animales permanecen estabulados como cuando se encuentran en periodo de pastoreo (IPCC 2006).

✳ *Periodo de estabulación*

Las emisiones de N₂O se calcularon a partir de la capacidad de carga general o media (CG) previamente calculada para cada tratamiento aplicado en este estudio.

La cantidad de N excretado ($N_{\text{ex}_{\text{est}}}$) resultante de la gestión de estiércol se obtuvo teniendo en cuenta el porcentaje total de los días que el ganado se encuentra estabulado a lo largo del año (41%). Además esta cantidad se multiplicó por un factor de emisión (n_{ex}) que varía según el ganado, y que para el caso de las ovejas toma un valor de 20 kg animal⁻¹ año⁻¹ (IPCC 2006).

$$N_{\text{ex}_{\text{est}}} = \text{CG} * n_{\text{ex}} * 0,41$$

A continuación se realiza la estimación de las emisiones de N₂O, para ello, es necesario tener en cuenta el factor de emisión establecido según el IPCC para este tipo de aprovechamiento, dicho factor toma un valor de 0,02 kg N₂O-N (kg N)⁻¹ y por otro lado tener en cuenta el factor estequiométrico 44/28.

$$\text{N}_2\text{O (kg ha}^{-1}\text{)} = \text{Nex}_{\text{est}} * 0,02 * (44/28)$$

✱ *Periodo de pastoreo*

Siguiendo las directrices del IPCC (2006) las emisiones de N₂O producidas en este periodo se calcularon en el apartado dedicado al componente suelo.

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los resultados se analizaron mediante el uso del ANOVA, y las medias se separaron mediante el test LSD, para lo que se utilizó el paquete estadístico SAS (2001).

Los modelos usados fueron: $P_{ijkl} = \mu + Li + Sj + Dl + Bk + (LS)_{ij} + (LD)_{il} + (LB)_{ik} + (SD)_{jl} + (SB)_{jk} + (DB)_{lk} + (LSD)_{ijl} + (LDB)_{ilk} + (LSB)_{ijk} + (SDB)_{jlk} + \epsilon_{ijkl}$.

Donde: P_{ijkl}: parámetros edáficos (pH, materia orgánica, CIC efectiva, % saturación de Al, Ca, Na, K y Mg, metales pesados totales y extraídos por el método Mehlich: Cu, Zn, Cd, Cr, Pb y Ni), variables del arbolado (porcentaje de marras, altura diámetro de tallo y copa, cobertura, pinocha), producción de fitomasa aérea total y acumulada del sotobosque, producción potencial de pasto y su acumulada, producción real de pasto y su acumulada); con P_{ijk}: variable dependiente; μ : media; Li: i efecto de la cal; Sj: j efecto de la fertilización de las diferentes dosis de lodo de depuradora urbana; Dl: l efecto de la fecha de aplicación del lodo; Bk: k efecto del bloque y su doble y triple interacción y ϵ : componente error.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS EN SUELO

4.1.1. pH

El análisis de varianza realizado para evaluar los efectos de los tratamientos aplicados sobre el pH del suelo medido en agua y en KCl pone de manifiesto que, si bien no se encontró efecto alguno de los tratamientos sobre estas variables en el año 2001, en el año 2004 se produjo un efecto significativo del encalado sobre el pH medido en agua ($p<0,01$), y del aporte de cal ($p<0,01$) y de la dosis de lodo ($p<0,05$) sobre el pH en KCl. En el año 2009, el pH medido en agua se vio nuevamente influenciado significativamente por la aplicación de cal ($p<0,05$), mientras que el pH medido en KCl respondió de forma significativa a los aportes de cal ($p<0,001$) y a las dosis de lodo ($p<0,05$).

La evolución del pH en agua y KCl en los tratamientos analizados se muestra en la Fig. 18. En ella se observa como los niveles de pH en agua y en KCl van aumentando con el paso del tiempo, obteniéndose menores niveles de pH en agua y en KCl en el año 2001 (3,99-4,52 y 3,51-3,95, respectivamente) en relación a los niveles de pH detectados en los años 2004 y 2009 (pH en agua: 4,79-5,32 y 4,61-5,23, respectivamente; pH en KCl: 3,95-4,44 y 3,72-4,30, respectivamente). Por tanto, la acidez del suelo en nuestro experimento se va modificando con el paso del tiempo, resultando reducirse a largo plazo en todas las parcelas, aunque en menor medida en las parcelas control o testigo (NF), ya que en este caso el desarrollo de la especie forestal y el sotobosque provoca un aumento en la extracción de cationes que no se compensa por el efecto beneficioso del desarrollo radical y la incorporación de restos al suelo sobre el pH tal y como sucede en las parcelas encaladas o que reciben lodos (Guiddens *et al.* 1997; Adams *et al.* 2001). La mejora del pH del suelo como consecuencia del establecimiento de un sistema silvopastoral en Galicia también ha sido observada en terrenos agrícolas reforestados con *Pinus radiata* (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010a) con chopo (Mosquera-Losada *et al.* 2010 y Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010b) o roble americano (Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011).

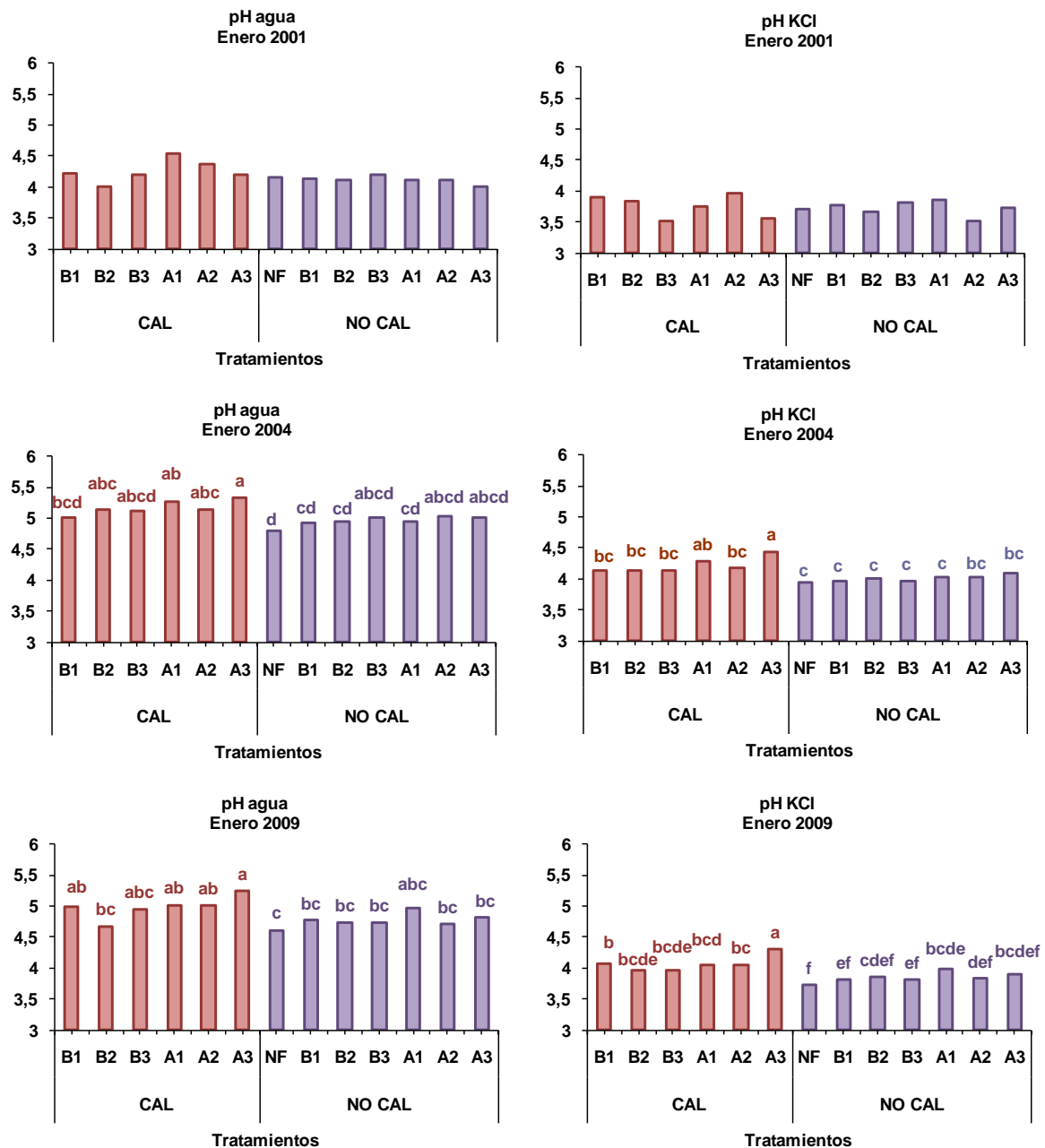


Fig. 18. pH del suelo en agua y en KCl en los años 2001, 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Los pH obtenidos durante los tres años de nuestro estudio (Fig. 18) indican que estamos ante un suelo ácido (Muñoz-Taboadela y Guitián 1962; Porta *et al.* 2005), en el que la disponibilidad de cationes puede verse limitada y, por tanto, la producción de pasto y el crecimiento del arbolado pueden resultar notablemente reducidos (López-Mosquera 1995; Sánchez-Rodríguez *et al.* 2002) en comparación con terrenos menos

ácidos como suelen ser los agrícolas. No obstante, hay que tener en cuenta que, para estos rangos de acidez, la productividad potencial pascícola dependerá, además del pH (Mosquera-Losada *et al.* 1999a), de las condiciones meteorológicas de los años de estudio (Mosquera-Losada *et al.* 2010a; Mosquera-Losada *et al.* 2010b) y del porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio (Piñeiro *et al.* 1977; Mombiela y Mateo 1984; Mombiela 1983b; Mosquera 1992), cuyos valores analizaremos posteriormente.

En general, el efecto de los tratamientos sobre el pH es mayor sobre el pH en KCl o pH real que sobre el pH en agua, lo que indica que la reacción que se produce en el suelo afecta al complejo de cambio (Calvo de Anta *et al.* 1992). La combinación de dosis altas de lodo aportadas en cualquier fecha y cal provocó un aumento significativo del pH en agua y KCl comparado con el tratamiento control (NF) (que no se encala ni se fertiliza) tanto en el año 2004 como en el año 2009, exceptuando el pH medido en KCl en el año 2004 en las parcelas que recibieron cal y dosis altas de lodo en fechas intermedias (CAL A2). La falta de diferencias significativas entre el tratamiento NF y el tratamiento CAL A2 pudo deberse a que en este último tratamiento se encontraron unos mayores niveles de CIC (lo que hace preciso mayores aportes de cationes para incrementar el pH) y una cobertura del arbolado similar a la del tratamiento NF, lo que pudo incrementar la acidez del suelo al aumentar el lavado, igualando el pH medido en KCl del tratamiento CAL A2 al del tratamiento control (NF). Igual que en el pH, los tratamientos CAL A2 y NF también tuvieron un efecto similar en la variable de incremento de diámetro entre los años 2000 y 2004, la cual tampoco difirió significativamente. De igual modo que sucedía con las dosis altas de lodo en las parcelas encaladas, la combinación de las dosis bajas de lodo y cal provocó un aumento significativo del pH en KCl en comparación con el tratamiento control en el año 2009, aunque no en el año 2004. Finalmente el aporte combinado de cal y dosis bajas de lodo también incrementó el pH en agua en comparación con el tratamiento control (NF) en el año 2009, cuando las dosis bajas de lodo y la cal se aplicaron en febrero (CAL B1), y en el año 2004 cuando la cal y las dosis bajas de lodo se aportan en el mes de marzo (CAL B2), lo que indica también una mayor incorporación de la cal y el residuo que no se extraen por el crecimiento forestal (similar al NF) a diferencia de lo sucedido con el tratamiento CAL B3 que posee unos mayores crecimientos del arbolado en diámetro que el tratamiento control (NF), siendo, por tanto, más extractivo que los tratamientos CAL B1 y CAL B2, lo que iguala el pH con el tratamiento control. El efecto positivo

del encalado sobre el pH en agua o KCl en comparación con la ausencia de este tratamiento ha sido extensamente citado en la literatura (Vivekanandan *et al.* 1991; Quinteiro *et al.* 1998; Omil *et al.* 2005; Mosquera-Losada *et al.* 2011a) y suele ponerse de manifiesto en terrenos de monte de pH muy bajo (López-Díaz *et al.* 2007), siendo una variable más difícilmente modificable en el caso de los terrenos agrícolas, debido al mayor pH inicial en comparación con los suelos de monte (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010a). Por lo general, estudios desarrollados sobre suelos agrícolas señalan que el pH en suelo se incrementa dos años después de realizar el aporte de cal, tras lo que la reacción es más lenta y el pH desciende gradualmente hasta hacer necesario un nuevo encalado (López-Mosquera 1995). La aparición tardía y la persistencia del efecto del encalado en nuestro estudio en relación a los de zonas agrícolas puede justificarse por la reacción más lenta que se produce en los suelos gallegos de monte, de carácter más ácido y con temperaturas más bajas, en comparación con los suelos agrícolas de esta región (López-Mosquera 1995), además de por el desarrollo de la cobertura arbolada, que ralentiza los procesos de lavado de cationes e incorporación de residuos, tanto del lodo como de los restos vegetales que produce el sistema. Por otra parte, el aporte en cobertera de la cal en el presente estudio pudo disminuir la tasa de incorporación inicial de esta sustancia enmendante si lo comparamos con operaciones como el laboreo con el que habitualmente se incorpora la cal en terrenos agrícolas, lo que ralentiza la acción de este enmendante en los suelos de monte en los que se realiza una siembra directa.

A diferencia de lo sucedido con las parcelas fertilizadas con lodo y encaladas, en el presente estudio no se observa una mejora clara de los niveles de pH en agua o en KCl del suelo producida por la aplicación en solitario de las dosis bajas o altas de lodo de depuradora urbana, en comparación con los obtenidos en el tratamiento control (NF). Únicamente se observa un mayor valor de pH en KCl en las parcelas en las que se aplicaron dosis altas de lodo en febrero (NO CAL A1) en el año 2009, lo que podría explicarse porque los aportes de calcio realizados con el lodo no se reducen de forma importante por el escaso crecimiento del arbolado en esta parcela (que es incluso inferior al del tratamiento CAL B1) tal y como se verá más adelante. El incremento de pH causado por la aplicación de lodo de depuradora urbana ha sido observado por numerosos autores en terrenos muy ácidos, tanto con aquellos lodos que se habían procesado mediante la estabilización con cal (Vivekanandan *et al.* 1991; Quinteiro-Rodríguez *et al.* 1998), como con los que sufrieron estabilización mediante digestión aeróbica o anaeróbica (Andrade-Couce *et al.* 1985a; Tsadilas *et al.* 1995; Hue

1988;1992; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000b; Pomares y Canet 2001) y sobre todo con lodo compostado (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010b), lo que sugiere que los lodos de depuradora resultan ser residuos muy adecuados para su utilización como enmendante en suelos gallegos (Andrade-Couce *et al.* 1985a), que se caracterizan por su bajo pH, especialmente los de monte (Mombiela 1983a y b 1986). Sin embargo, en nuestro caso el aporte de lodo en solitario no afectó al pH en prácticamente ningún caso, lo que se justifica por los reducidos insumos de lodo realizados, que implicaron una suma de aportes totales de calcio en los cuatro años de 92,20 y 184,40 kg ha⁻¹ de CaCO₃, que limitaron la respuesta positiva del pH a los aportes de lodo a algún tratamiento puntual, pH en KCl del tratamiento NO CAL A1 en el año 2009, en el que el desarrollo de las especies de siembra y del arbolado fue reducido y por tanto las extracciones de los cationes probablemente menores, como se verá más adelante. Dosis superiores a las aplicadas en este estudio que implicaron unos insumos de calcio totales de 692,4 kg ha⁻¹ de CaCO₃ (López-Díaz *et al.* 2007) en suelos de monte repoblados con *Pinus radiata* sí provocaron una respuesta positiva del pH al aporte de lodo en solitario. Las reducidas dosis de lodo empleadas en este estudio también justifican la ausencia generalizada de diferencias significativas entre las dos dosis de lodo empleadas cuando se evalúan las parcelas encaladas o no encaladas y abonadas con lodo en la misma fecha o el efecto de la fecha en parcelas encaladas o no encaladas que reciben la misma dosis de lodo. Sin embargo, existen otros aspectos que afectan al pH, además del aporte de cal, como la diferente extracción de nutrientes realizada por los dos componentes vegetales de este estudio (árbol y pasto), cuando crecen de forma diferente como resultado de los tratamientos aplicados.

El efecto positivo de la cal sobre el pH, sobre todo en KCl, también se pone de manifiesto cuando se comparan las mismas dosis de lodo aplicadas en la misma fecha (CAL A1 y CAL A3 mostraron mayor pH que NO CAL A1 y NO CAL A3 en el año 2004 y CAL A2 y CAL A3 resultaron tener un mayor pH que NO CAL A1 y NO CAL A3, respectivamente, en el año 2009). Las diferencias entre estos pares de tratamientos homólogos en cuanto a dosis y fecha de aplicación del lodo se acrecientan cuando las extracciones realizadas por el mayor crecimiento del arbolado en las parcelas no encaladas se ven incrementadas. Del mismo modo, los mayores crecimientos del arbolado y el mayor desarrollo arbustivo cuando no se encala (NO CAL B1) en comparación a cuando se encala (CAL B1), junto a los mayores insumos de calcio, justifican los mayores pH encontrados en este último tratamiento.

Si comparamos el efecto de la dosis o de la fecha de forma exclusiva dentro de las parcelas encaladas y no encaladas, observamos que solamente el tratamiento CAL A3 aumenta el pH en KCl cuando se compara con CAL B3 en los años 2004 y 2009 (mostrando un claro efecto de la dosis), y este mismo tratamiento (CAL A3) supone una mejora con respecto a CAL A2 en el año 2004 y con respecto a CAL A1 y CAL A2 en los años 2004 y 2009, mostrando un claro efecto de la fecha, derivado quizás del menor lavado descrito en CAL A3. Por tanto, el tratamiento CAL A3 es el que mejor conserva la fertilidad edáfica desde un punto de vista del pH tras diez años de desarrollo del sistema silvopastoral, sobre todo del pH en KCl o potencial, mostrando por lo tanto una mayor sostenibilidad edáfica. Sin embargo, la evaluación de diferentes fechas de aplicación de lodo realizada por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a) en terrenos agrícolas mostró una ausencia de respuesta significativa del pH del suelo a las diferentes fechas de aplicación del lodo, debido probablemente a las bajas temperaturas registradas a lo largo de su año de estudio, que igualarían los efectos de los tratamientos.

A modo de resumen podemos señalar que, en general, el encalado en combinación con el lodo de depuradora urbana provocó una mejora del pH del suelo en comparación con el tratamiento control (NF), siendo este efecto claro para todas las dosis de lodo cuando observamos el pH en KCl después de diez años de plantación. El efecto del encalado cuando se comparan las mismas dosis y fechas de aplicación de lodo, de la dosis cuando se comparan los mismos tratamientos de encalado y fecha o de fechas cuando se comparan los mismos tratamientos de encalado y dosis de lodo, resultó depender tanto de los aportes de cationes realizados con el lodo o la cal como del lavado o de las extracciones realizadas por los cultivos del sistema silvopastoral. En general, podemos decir que se encontró un efecto positivo de la cal cuando se comparan dosis altas de lodo, y de la dosis y fecha de aplicación del lodo cuando se realizan aportes tardíos (en abril) de dosis altas de lodo en comparación con las dosis bajas o fechas más tempranas de aplicación, indicando una mayor sostenibilidad de los aportes de dosis altas de lodo en abril desde un punto de vista edáfico.

4.1.2. MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO

Los resultados obtenidos al realizar el análisis de varianza del efecto de los diferentes tratamientos aplicados sobre el contenido de materia orgánica del suelo en los primeros 25 cm, muestran en el año 2001 un efecto significativo sobre el contenido de materia orgánica producido por las interacciones cal*fecha y dosis*fecha ($p < 0,05$ y $p <$

0,01, respectivamente), en el año 2004 la respuesta significativa la produjo el aporte de cal y lodo ($p<0,05$), mientras que en el año 2009 este efecto significativo se asocia a la triple interacción cal*dosis*fecha ($p<0,01$).

Los niveles de materia orgánica en el suelo de nuestro estudio se encuentran comprendidos entre el 12 y el 19,5% en el año 2001, entre el 8,9 y el 23,5% en el año 2004; mientras que en el año 2009 este intervalo estuvo entre el 11,7 y el 25,9% (Fig. 19). Estos niveles de materia orgánica son similares a los obtenidos por Gil-Sotres *et al.* (2002) (11,20-20,51%) en suelos naturales de Galicia y superiores a los descritos por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) en estudios realizados en Galicia en masa adultas de pino en suelos asentados sobre rocas básicas (13,1%) y por Zas y Alonso (2002) (7,6-11,7%) en un estudio sobre suelo forestal de Galicia. Asimismo, los niveles de materia orgánica obtenidos en el suelo de nuestro estudio son, en general, superiores a los descritos por Macías y Calvo de Anta (2001) en suelos agrícolas desarrollados sobre granitos (4,3-5,4%) y por Mosquera-Losada *et al.* (2010a) en terrenos agrícolas reforestados (7-12%).

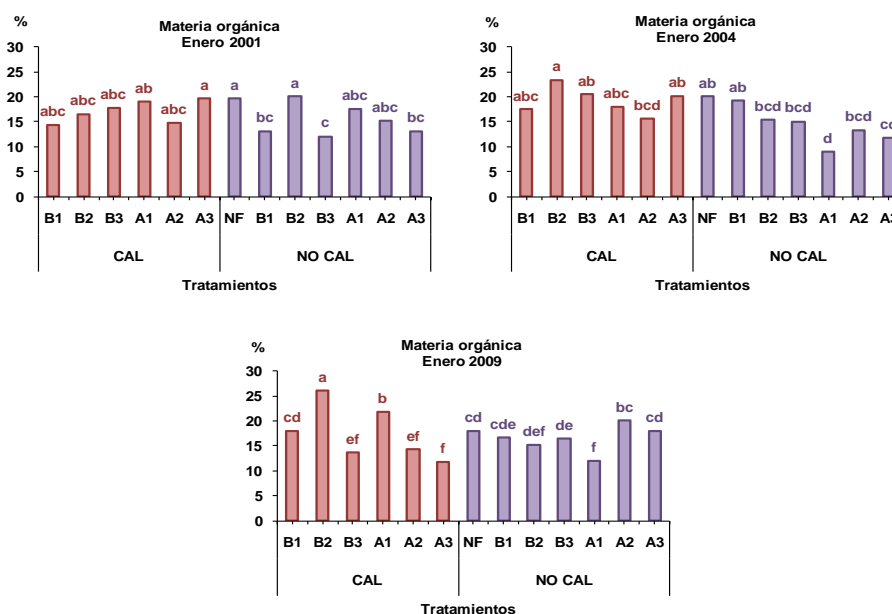


Fig. 19. Proporción de materia orgánica en el suelo (%) durante los años 2001, 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

El elevado nivel de materia orgánica del suelo de este estudio se debe, inicialmente a la acidez del mismo (que limita la mineralización de la materia orgánica debido a la baja actividad microbiana) y a los insumos de materia orgánica realizados con el lodo, y posteriormente, a las condiciones creadas en el sistema por el desarrollo de la cubierta arbórea (Romanyá *et al.* 2007). A medida que se desarrolla una masa de *Pinus radiata* D. Don desde su plantación se va produciendo una disminución de la entrada de luz al suelo, disminuyendo su temperatura (Silva-Pando *et al.* 2002b; Peri *et al.* 2007; Rozados-Lorenzo *et al.* 2007), lo que hace que se ralenticen los procesos implicados en la capacidad del suelo de incorporar, y sobre todo de mineralizar, la materia orgánica, provocando en nuestro caso, una acumulación de la misma en el suelo, que proviene de los insumos de acículas (pinocha), de material senescente del sotobosque y del aporte inicial del lodo (Nair *et al.* 1993; Chang *et al.* 2002; Marcos *et al.* 2007; Fernández-Núñez *et al.* 2010). En general, se considera que el elevado contenido en materia orgánica del suelo mejora su estructura interna y por tanto la disponibilidad de agua para las plantas (Camberato 2001), ya que la materia orgánica contiene un número elevado de grupos funcionales (carboxílicos, hidroxílicos, aminoácidos, amidas, cetonas y aldehídos) que aumentan la CIC efectiva, siendo los grupos carboxílicos los que contribuyen en mayor grado a la adsorción de moléculas de agua en forma de puentes de hidrógeno o enlaces coordinados (Salas-Calva 2008). En estudios desarrollados en masas de *Pinus radiata* D. Don en la zona de Galicia se ha encontrado el efecto positivo de la elevación de la capacidad de retención de agua durante el verano sobre el crecimiento del arbolado, como consecuencia del aumento del contenido de materia orgánica del suelo en zonas agrícolas (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2000b) en las que el déficit hídrico es el principal limitante para el desarrollo de esta especie forestal. Sin embargo en este estudio, los elevados valores iniciales de materia orgánica del suelo, probablemente limiten el efecto beneficioso del aumento de los niveles de materia orgánica sobre el desarrollo del arbolado en verano por causa de la mejora de la capacidad de retención hídrica (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009a). Hay que tener en cuenta que, en las condiciones de este estudio, la reducida liberación de nutrientes derivada de la lenta tasa de mineralización de la materia orgánica hace que los cultivos vean limitado su desarrollo, tal y como se observa en el componente forestal en el tratamiento NF, en el que ni se encala ni se fertiliza, a pesar del elevado contenido de materia orgánica de este tratamiento.

Del mismo modo que se observaba con el pH, el efecto del tratamiento de encalado en los diferentes años de estudio sobre el contenido de materia orgánica en el suelo resultó ser mayor a medida que pasaba el tiempo. Así, las parcelas encaladas sólo vieron modificados sus contenidos en materia orgánica en suelo en el año 2009 en comparación con el tratamiento de No Fertilización (NF). En los primeros años de estudio, la ausencia de diferencias entre las parcelas que recibieron cal y las del tratamiento control (NF) se justifica porque la tasa de mineralización de la materia orgánica está muy limitada en este último tratamiento (NF). En las parcelas encaladas la tasa de incorporación y mineralización se ve favorecida por el aumento de pH, que aumenta la producción potencial de pasto de tipo herbáceo, el cual, al incorporar sus restos al suelo, puede compensar este aumento previo de la tasa de mineralización de las parcelas encaladas, y por tanto, no distinguirse del tratamiento control (NF), en relación al contenido de materia orgánica.

Las modificaciones observadas sobre los niveles de materia orgánica en el año 2009 serán por tanto consecuencia del aporte conjunto de cal y lodo y del efecto que éstos causan sobre el desarrollo vegetal, principal fuente de carbono del suelo (Lal 2005; Nair *et al.* 2009b) y sobre el ambiente edáfico (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009a; Mosquera-Losada *et al.* 2011b) que afectarían tanto a la tasa de incorporación, que aumenta los niveles de materia orgánica, como a la tasa de mineralización que los reduce. El aporte de cal y dosis altas de lodo incrementó el contenido en materia orgánica del suelo cuando las aplicaciones se realizaron de forma temprana (CAL A1), pero lo redujo cuando se hicieron de forma tardía (CAL A2 y CAL A3, respectivamente) en comparación con el tratamiento NF en el año 2009. El aumento de los niveles de materia orgánica en el tratamiento CAL A1 puede justificarse por los mayores insumos de materia orgánica (presenta un mayor contenido de pinocha en los años 2007 y 2008 que NF a diferencia de CAL A2 y CAL A3), y una probable menor tasa de mineralización (menor pH en KCl de CAL A1 y CAL A2 que CAL A3). Por el contrario, el tratamiento NO CAL A1 presenta menores contenidos de materia orgánica que el tratamiento NF, lo que se puede explicar porque el aporte de lodo acelera la tasa de mineralización (en NO CAL A1 el pH es más alto que en NF, no siendo este el caso de los tratamientos NO CAL A2 y NO CAL A3), y porque se aporta nitrógeno que disminuye el contenido de materia orgánica, al reducirse la relación C/N, siempre y cuando las condiciones de temperatura y humedad así lo permitan (López-Díaz *et al.* 1999a, 2004). Las condiciones de temperatura y humedad en el tratamiento NO CAL

A1 son más favorables para la mineralización que en NO CAL A2 y NO CAL A3, que poseen una mayor cobertura forestal que el tratamiento NF (lo que no sucede con NO CAL A1), lo que impide el acceso de luz al suelo reduciendo la temperatura y aumentando la humedad, incrementando los niveles de materia orgánica en suelo en los tratamientos NO CAL A2 y NO CAL A3. De forma similar, los aportes de cal y dosis bajas de lodo incrementaron los niveles de materia orgánica en el suelo si se aplican de forma temprana (CAL B2) pero los redujeron si se aplican de forma tardía (CAL B3) en comparación con el testigo. El mayor nivel de materia orgánica del tratamiento CAL B2 en comparación con el tratamiento control (NF) en el año 2009 se explicaría por la mayor proporción conjunta de biomasa arbustiva, herbácea y material senescente encontrado en CAL B2 que incrementaría la incorporación de materia orgánica en comparación con el tratamiento control (NF) que posee una mayor proporción de arbustos de más difícil incorporación al suelo (lo que también ocurre con CAL B3). Similares explicaciones justifican lo que sucede cuando se observa el efecto del aporte o no de cal para las mismas dosis y fechas de aplicación del lodo, comprobándose que los efectos cambian a medida que transcurre el tiempo. Así, en el tratamiento CAL A1 se observa un incremento claro del contenido de materia orgánica en los primeros años evaluados, consecuencia del mayor desarrollo del arbolado en este tratamiento en comparación con NO CAL A1, que incrementa los insumos de materia orgánica al suelo (la contribución de la pinocha a la fitomasa total del sotobosque en los dos años de estudio fue mayor en CAL A1 que en NF, lo que no ocurre con NO CAL A1). Sin embargo, en los tratamientos CAL A2 y CAL A3 se produce el efecto contrario, es decir, presentan un menor contenido en materia orgánica que los tratamientos NO CAL A2 y NO CAL A3, probablemente debido a la mejora significativa del pH en los tratamientos que recibieron aportes tardíos de lodo combinados con cal en comparación con sus homólogos no encalados, lo que incrementó la tasa de mineralización. El desarrollo de la especie forestal es también menor en el tratamiento CAL A3 que en NO CAL A3, lo que pudo incrementar los insumos de materia orgánica en este último tratamiento (Nair 1993; Chang *et al.* 2002; Mosquera-Losada *et al.* 2006), incrementándose así los niveles de materia orgánica en el suelo en este último caso. Por su parte, el tratamiento NO CAL A2 presenta unos mayores niveles de musgo en suelo que CAL A2, lo que implica elevados niveles de humedad edáfica y, en consecuencia niveles de mineralización reducidos, y, por tanto, respuestas positivas de los niveles de materia orgánica. Mosquera-Losada *et al.* (2010a) en una experiencia desarrollada en

terreno agrícola repoblado con chopo también describen una mejora de los niveles de materia orgánica como consecuencia del mayor desarrollo forestal y los insumos que éste provoca. Así, estos autores describen un aumento de los niveles de materia orgánica producido por el aporte conjunto de cal y dosis más altas de lodo que las aplicadas en este estudio, probablemente debido al mayor crecimiento del arbolado en las parcelas encaladas en el caso del chopo, lo que supuso unos aportes más elevados de materia orgánica en las mismas.

Por otra parte, los mayores contenidos en materia orgánica de las parcelas encaladas en comparación con las no encaladas cuando se aportan dosis bajas de lodo en marzo (CAL B2 *vs* NO CAL B2) también pueden justificarse, en primer lugar, por la mayor presencia del componente arbustivo + herbáceo + senescente en las parcelas encaladas, y en segundo lugar por la mayor presencia de tojo en el tratamiento con ausencia de cal. Esta especie leguminosa pudo introducir nitrógeno en el sistema reduciendo la relación C/N e incrementando la tasa de mineralización de la materia orgánica del suelo (Whitehead 1995; Porta *et al.* 2003). Este efecto positivo del aporte de cal sobre los niveles de materia orgánica del suelo cuando se aplicaban dosis bajas de lodo en marzo (CAL B2) también pudo favorecerse por la mayor presencia de dactilo y material senescente en el tratamiento CAL B2, especie que pudo extraer más nitrógeno del suelo y por tanto aumentar la relación C/N. El mayor crecimiento del arbolado y el menor pH de NO CAL B1 en comparación con NO CAL A1 (el pH en agua en NO CAL A1 es significativamente superior al pH obtenido en NF, pero el de NO CAL B1 no) también puede justificar los mayores contenidos de materia orgánica de las parcelas en las que se aplicaron dosis bajas de lodo sin encalado en el mes de febrero (NO CAL B1) en comparación con las dosis altas (NO CAL A1), coincidiendo con lo descrito por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a). De hecho, el comportamiento de la materia orgánica fue contrario cuando se comparan los mismos tratamientos de fertilización pero aportando cal, ya que en este caso es el aporte de dosis altas de lodo el que acelera la mineralización de la materia orgánica edáfica y el tratamiento con dosis bajas (CAL B1) el que posee unos mayores porcentajes de especies arbustivas de más difícil incorporación.

En los primeros años de estudio, y para una misma dosis de lodo, es importante tener en cuenta las condiciones del suelo receptor, ya que el impacto del aporte de residuos sobre los niveles de materia orgánica del suelo, dependerá, por una parte, de los niveles de materia orgánica existentes en el suelo antes de la aplicación del lodo,

siendo este impacto mayor cuanto menor sea el contenido en materia orgánica del suelo (ej: zonas mediterráneas) (Moreno *et al.* 2005a) y que depende principalmente del clima (Theng *et al.* 1989) y del sistema de cultivo. Los cultivos basados en el laboreo continuo y en la aplicación de fertilizantes minerales para aumentar la fertilidad suelen asociarse a suelos con niveles reducidos de materia orgánica (Zalidis *et al.* 2002). Por otra parte, los niveles de materia orgánica de un suelo dependen de su pH (Nieder *et al.* 2003), ya que a pH próximos a la neutralidad, la tasa de incorporación, y por lo tanto de incremento de materia orgánica en el suelo, pueden verse rápidamente contrarrestada por la tasa de mineralización (que disminuye los niveles de materia orgánica), en comparación con suelos fuertemente ácidos, como los de nuestro estudio, en los que la gran acidez del suelo provoca una ralentización de los procesos de descomposición, incorporación y mineralización de la materia orgánica, procesos que se ven modificados por la presencia de especies leguminosas ó por el propio desarrollo del cultivo forestal y pascícola.

En resumen, los niveles de materia orgánica resultaron verse significativa y positivamente afectados a largo plazo por aquellos tratamientos en los que, en un momento determinado, se mejoró la tasa de incorporación del lodo y de los residuos vegetales al suelo (CAL B2 vs NF; NF vs NO CAL A1; CAL A1 vs NO CAL A1; CAL A1 vs NF), pero estos niveles se reducen si se activa la tasa de mineralización (CAL A1 vs CAL A2 y CAL A3), por mejoras de pH o por falta de incorporación de restos vegetales al suelo (CAL B1 vs NO CAL B1; NO CAL B2 vs CAL B2; CAL A1 vs NF; NO CAL A1 vs CAL A1; CAL A2 vs NO CAL A2; CAL A3 vs NO CAL A3). La presencia de leguminosas puede contribuir a la disminución de los niveles de materia orgánica del suelo en sistemas edáficos en los que el contenido de carbono en el suelo es alto.

4.1.3. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIÓNICA EFECTIVA (CIC EFECTIVA) EN EL SUELO

El análisis de varianza realizado para evaluar los efectos de los diferentes tratamientos aplicados sobre la capacidad de intercambio catiónica efectiva del suelo (CIC efectiva) pone de manifiesto el efecto significativo de la cal durante los dos años de estudio (2004 y 2009) ($p < 0,01$ y $p < 0,001$, respectivamente).

Los valores de CIC efectiva obtenidos están comprendidos entre 5,7 y 14,42 cmol (+) kg⁻¹ durante el año 2004, y entre 8,2 y 25,8 cmol (+) kg⁻¹ en el año 2009 (Fig. 20),

valores que se incrementaron con el tiempo debido a los cambios físicos originados por el desarrollo de las raíces del árbol y del pasto que mejoraron la estructura del suelo, además de por el efecto de los tratamientos. Los valores de CIC efectiva obtenidos en este estudio son superiores a los indicados para suelos poco fértiles por Fuentes-Yagüe (1999) (CIC inferior a 6 cmol (+) kg⁻¹) y muchos de ellos próximos a los observados por Mombiola y Mateo (1984) (3,27-12 cmol (+) kg⁻¹) y Rodríguez-Barreira (2007) (4,5-15,7 cmol (+) kg⁻¹) en terreno de monte en Galicia y a la CIC efectiva obtenida por Mosquera-Losada *et al.* (2011) (4,62-10,02 cmol (+) kg⁻¹) en suelos agrícolas en esta región.

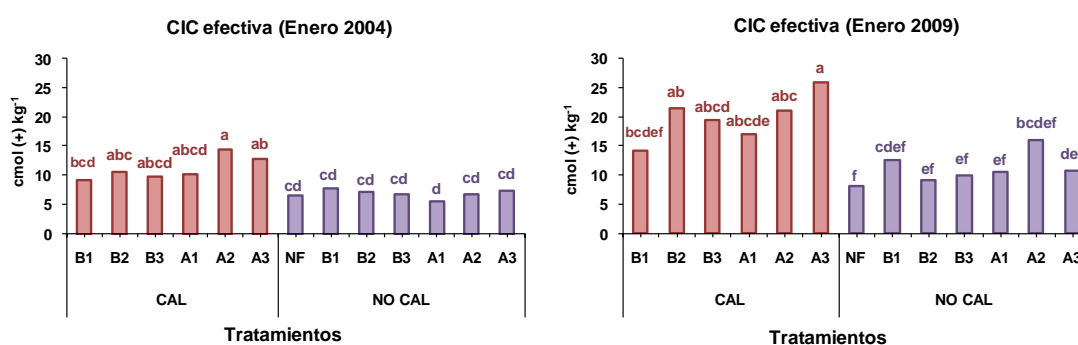


Fig. 20. CIC efectiva (cmol (+) kg⁻¹) en el suelo durante los años 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La CIC efectiva se vio inicialmente afectada de forma positiva por el encalado combinado con dosis altas de lodo, si exceptuamos el tratamiento CAL A1, para pasar después a incrementarse en todas las parcelas encaladas en comparación con el tratamiento control (NF), tal y como sucedía con el pH, exceptuando el tratamiento en donde se combina con dosis bajas aplicadas en febrero (CAL B1) en el año 2009. El incremento de la CIC efectiva producido por los aportes de enmiendas calizas al suelo se justifica por la mejora que causa la adición de cal sobre las características físico-químicas del suelo, como consecuencia de su efecto positivo y directo sobre el pH, que afecta a la carga de la materia orgánica, convirtiéndola en negativa por encima de valores de 4,8 (López-Mosquera 1995), y sobre la estructura de las arcillas (Vivekanandan *et al.* 1991; Saña-Vilaseca *et al.* 1996; Smith 1996; Camberato 2001; Rodríguez-Barreira 2007 y Fernández-Núñez *et al.* 2010), incrementándose el número

de posiciones de cambio para la adsorción de cationes (Mombiela y Mateo 1984; Porta *et al.* 2003). La mejora de la CIC efectiva debido a los aportes de cal ha sido descrita en terrenos de monte desarbolados por López-Mosquera (1995) y en terrenos de monte repoblados con *Pinus radiata* por López-Díaz *et al.* (2007). Sin embargo, Mosquera-Losada *et al.* (2010a), en un estudio desarrollado en terreno agrícola repoblado con chopo, no obtuvieron un efecto significativo de los aportes de cal en solitario sobre los niveles de CIC efectiva del suelo, debido al menor efecto de la práctica del encalado sobre las características físico-químicas en suelos con pH iniciales más elevados (pH en agua: 5,2).

Por otro lado, en nuestra experiencia no se obtuvo una respuesta significativa de la CIC efectiva como consecuencia de las diferentes dosis de lodo ni de las distintas fechas de aplicación del mismo cuando se fertilizó sin encalar. Sin embargo, el aporte en solitario de lodo en un terreno de monte repoblado con pino radiata con dosis más altas (que implicaban unos insumos de 480 kg ha^{-1} de N total) que las aplicadas en nuestro estudio (50 y 100 kg ha^{-1} de N total) provocó una mejora de la CIC efectiva del suelo (López-Díaz *et al.* 2007), al incrementar aquellos tratamientos en mayor medida los niveles de pH.

En resumen, y del mismo modo que sucedía con el pH, el efecto del encalado sobre la CIC efectiva del suelo fue positivo, si bien el aporte de lodo sin encalado no afectó a esta variable, probablemente debido a los reducidos insumos de este residuo aplicados al suelo de esta experiencia.

4.1.3.1. Porcentaje de saturación de los elementos de cambio

Los análisis de varianza para evaluar el efecto de los tratamientos sobre el porcentaje de saturación de cada catión en la CIC efectiva muestran una respuesta significativa a los aportes de cal en el caso del aluminio ($p < 0,001$), calcio ($p < 0,001$) y potasio ($p < 0,01$) en los años 2004 y 2009; siendo la significación del 5 y del 1% en el caso del sodio en los años 2004 y 2009, respectivamente. Asimismo, durante el año 2004 se obtuvo una respuesta significativa del porcentaje de saturación de magnesio a la interacción cal*fecha ($p < 0,05$), mientras que durante el año 2009 los porcentajes de saturación de aluminio ($p < 0,05$) y calcio ($p < 0,05$) respondieron además a la dosis de lodo aplicada.

Los **porcentajes de saturación de aluminio, calcio, sodio, potasio y magnesio** (Fig. 21) variaron entre el 14 y el 55 %, 33,83 y 73 %, 3,8 y 4 %, 0,03 y 0,9 % y entre 6,26 y 10,60 % en el año 2004, respectivamente. En el año 2009, estos intervalos se vieron incrementados en el caso del aluminio (porcentaje de saturación comprendido entre el 8 y el 61%), calcio (29,43 y el 87,9 %) y sodio (1,83 y el 5,62 %) y reducidos en el caso del potasio (0,23 y el 0,73 %) y sobre todo en el magnesio (1,81 y el 3,11 %). Los valores de porcentaje de saturación de aluminio encontrados en nuestro suelo son similares a los obtenidos por López-Díaz *et al.* (2007) en terrenos de monte repoblados con *Pinus radiata* (4,82-76,64 %) pero superiores a los descritos en terrenos agrícolas repoblados con *Pinus radiata* (3-8 %) (Mosquera-Losada *et al.* 2006) y con fresno (11,66-24,15%) (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010b). Los altos contenidos de aluminio encontrados en nuestro suelo, son consecuencia de la elevada acidez del mismo, tal y como reflejaba el pH obtenido en este estudio (4,7-5,3), que facilita la movilidad del aluminio (Smith 1996; Mosquera-Losada *et al.* 1999b; Porta *et al.* 2003; López-Díaz *et al.* 2007). Valores de saturación de aluminio superiores al 40 % limitan la producción de pasto en Galicia (Mombiela y Mateo 1984; Mosquera 1992). Los intervalos del porcentaje de saturación de calcio obtenidos en nuestro estudio son más amplios que los descritos por Mosquera-Losada *et al.* (2006) y Fernández-Núñez *et al.* (2007b) (54-66%) en experiencias desarrolladas en terrenos agrícolas repoblados con pino radiata, con pH iniciales más altos, debido a que el pH inicial de nuestra experiencia, que es afectado por los diferentes tratamientos aplicados, se encuentra en un rango en el que se producen desde un punto de vista químico, los mayores cambios en la capacidad de precipitación del aluminio (catión dominante en suelos ácidos) (Porta *et al.* 2003). Los valores obtenidos de los porcentajes de saturación de potasio y magnesio en nuestro estudio son inferiores a los descritos por Fernández-Núñez *et al.* (2007b) en terrenos agrícolas repoblados con pino insignie (2-4 % y 10-20 %, respectivamente), probablemente debido a que la proporción de estos dos elementos resulta, de forma general, más reducida en terrenos de carácter ácido (López-Díaz *et al.* 2007). Los porcentajes de saturación de sodio descritos en suelo agrícola (2-3,7 %) (Fernández-Núñez *et al.* 2007b) y en suelo de monte reforestado con *Pinus radiata* D. Don (2-5 %) (Rodríguez-Barreira 2007) fueron similares a los de nuestro estudio.

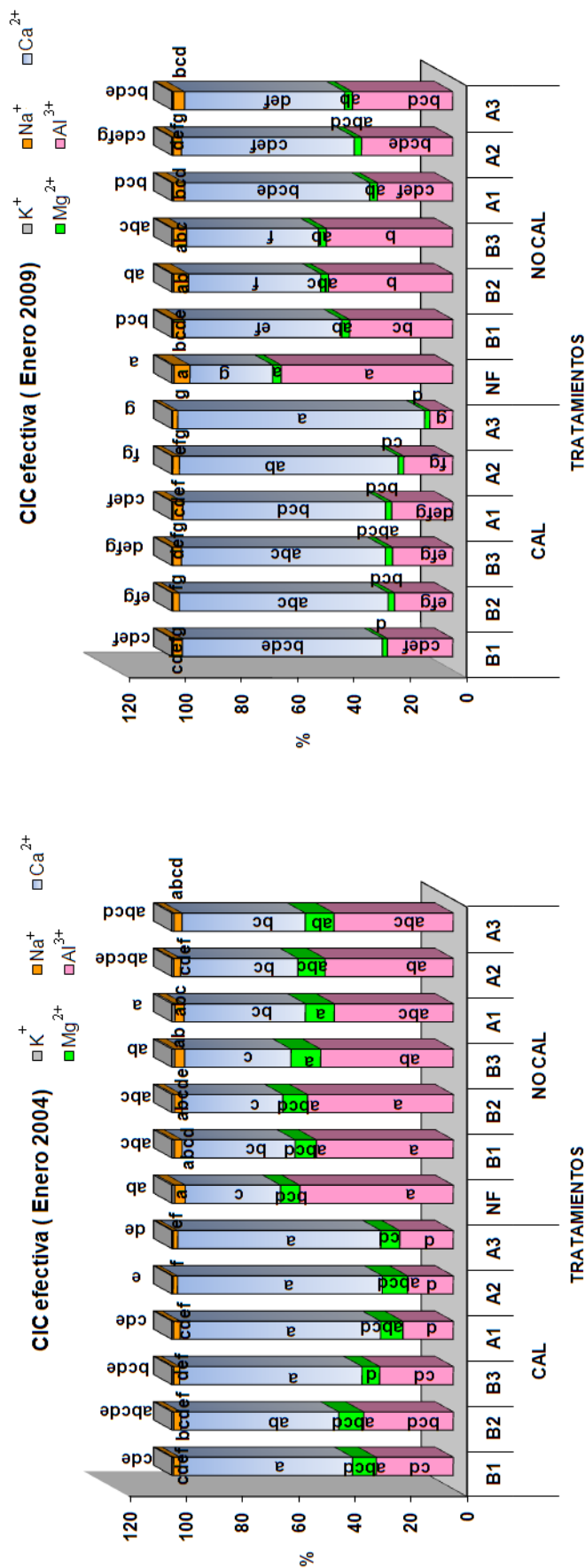


Fig. 21. Presencia de los diferentes cationes de cambio (%) según los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009. Donde: CAL: 2,5 Mg CaCO_3 ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La aplicación de cal alteró la proporción relativa de los cationes más abundantes de la CIC efectiva (Ca^{2+} y Al^{3+}) cuando se comparan las mismas dosis y fechas de aplicación de lodo en el año 2004. Así, la secuencia de los porcentajes de los cationes de cambio fue $\text{Ca}^{2+} > \text{Al}^{3+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$, en el caso de las parcelas encaladas, y $\text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ en el caso de las no encaladas. Sin embargo, durante el año 2009, las parcelas no encaladas que recibieron lodo presentaron una secuencia similar de los porcentajes de saturación de los cationes de cambio a la de las parcelas encaladas ($\text{Ca}^{2+} > \text{Al}^{3+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$), justificándose porque, si bien a corto plazo el efecto del encalado sobre la proporción relativa de los principales cationes de cambio es importante (Mälkönen *et al.* 1999), a largo plazo la capacidad encalante del lodo, derivada de su contenido en calcio, produce un incremento del porcentaje de saturación de este elemento (Andrade-Couce *et al.* 1985a; García *et al.* 1986; López-Díaz *et al.* 2007), desplazando al aluminio en el complejo de cambio en las parcelas no encaladas previamente (Munns 1965; Mombiola 1983b; López-Mosquera 1995; Benbi y Nieder 2003, Mosquera-Losada *et al.* 2010), tal y como sucedía con el pH y a pesar de las reducidas dosis de lodo aplicadas en este estudio.

Durante los años 2004 y 2009 en las parcelas encaladas se produjo una modificación de la proporción relativa de los diferentes cationes de cambio en el suelo en comparación con el tratamiento control (NF). El tratamiento control (NF) presenta el aluminio como catión dominante mientras que es el calcio el que domina en el caso de las parcelas que recibieron enmiendas calizas, tal y como observaron López-Díaz *et al.* (2007). Las parcelas encaladas en el año 2004 y las que recibieron lodo en combinación o no con cal en el año 2009, mostraron un mayor porcentaje de saturación de calcio y un menor porcentaje de saturación de aluminio que el tratamiento control (NF). El efecto positivo del lodo sobre el porcentaje de saturación de calcio y el negativo sobre el porcentaje de saturación de aluminio fue encontrado por López-Díaz *et al.* (2007) en terreno de monte repoblado con pino radiata y por Mosquera-Losada *et al.* (2010a) en terreno agrícola repoblado con chopo, con aplicaciones, en ambos casos, de dosis de lodo superiores a las descritas en este estudio. Sin embargo, el poder encalante del residuo nueve años después de la plantación sigue siendo menor que el de la cal, debido a los menores insumos de calcio realizados con el lodo. El efecto del aporte de cal se pone también de manifiesto, tanto en el año 2004 como en el año 2009, pues todas las parcelas encaladas mostraron unos mayores porcentajes de saturación de calcio y unos menores porcentajes de saturación de aluminio, cuando se comparan con sus homólogos

coincidentes en dosis y fechas de aplicación, si exceptuamos los aportes de lodo en febrero, tanto en dosis bajas como altas (CAL B1 vs NO CAL B1 y CAL A1 vs NO CAL A1, respectivamente), pudiendo justificarse por el mayor lavado de calcio al ser aportes tempranos de lodo en las parcelas encaladas que igualó los niveles de calcio y aluminio debido a la respuesta de la vegetación. Esta justificación también es válida para explicar el mayor contenido de calcio en el tratamiento CAL A3 en comparación con CAL A1 en el último año de estudio. Tal y como se desprende de nuestro estudio, el porcentaje de saturación de aluminio es una variable más sensible que el pH al aporte de calcio, ya sea mediante encalado (Piñeiro *et al.* 1977; Mombiela 1983 y Mombiela y Mateo 1984) o a través del aporte de lodo (López-Díaz *et al.* 2007); y por ello se emplea como criterio a la hora de calcular las dosis apropiadas de calcio a aportar en el suelo para promover el desarrollo de diferentes tipos de cultivos (Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011).

Los otros elementos constituyentes de la CIC efectiva pueden considerarse minoritarios al no representar entre todos ellos más del 15 % del complejo de cambio (Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011). En el caso del sodio se observó un incremento de su proporción en el complejo de cambio con el paso del tiempo; ya que es un elemento presente en concentraciones muy superiores en el lodo; en relación con el suelo (Whitehead 2000), a pesar de que de todos los cationes componentes de la CIC efectiva es el de mayor solubilidad ($\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{+2} > \text{Al}^{+3}$) (Porta *et al.* 2003), por lo que las precipitaciones pueden reducir sus niveles en suelo a medida que pasa el tiempo, tal y como describe Rodríguez-Barreira (2007) en una experiencia realizada en terreno de monte. Sin embargo, en nuestro estudio se observa como este elemento sustituye al magnesio con el paso del tiempo en los diferentes tratamientos evaluados, incluido el testigo (NF), pudiéndose justificar por la interceptación que realiza el arbolado (*Pinus radiata*) del sodio constituyente de la sal marina, la cual se encuentra suspendida en el aire y se dirige desde la costa hacia la zona interior de Galicia (Giddens *et al.* 1997), incorporándose al suelo con las precipitaciones, lo que coincide con lo observado por Mosquera-Losada *et al.* (2006) y Fernández-Núñez *et al.* (2007b) en estudios llevados a cabo en nuestra comunidad autónoma.

El porcentaje de saturación de sodio resultó ser mayor en el tratamiento control (NF) que en los otros tratamientos que recibieron cal en los dos años evaluados, no siendo la respuesta inicial tan clara en el caso de las parcelas no encaladas cuando se compara con el tratamiento testigo (NF), aunque en el último año todas las parcelas que

recibieron dosis altas de lodo sin encalado mostraron unos menores niveles de sodio que el tratamiento control (NF). Los mayores niveles de sodio del tratamiento testigo (NF) en comparación con las parcelas encaladas puede explicarse por la mayor presencia de especies arbustivas en el tratamiento control (NF), que pudieron introducir sodio en el sistema derivado de la sal marina caída con el agua de lluvia, tal y como sucede con el arbolado. La menor presencia de sodio en las parcelas encaladas y que recibieron dosis altas de lodo, a pesar de las elevadas concentraciones de sodio en el lodo aplicado, se justifica por la mejor incorporación y mineralización del residuo en las parcelas encaladas, lo que pudo incrementar los niveles de sodio inicialmente en el suelo y, por tanto, su lavado, al ser éste uno de los elementos más móviles en el suelo, debido a su elevada solubilidad (Porta *et al.* 2003), disminuyendo por tanto su presencia en el complejo de cambio en las parcelas que recibieron lodo. Esta incorporación y mineralización resultó ser más lenta en las parcelas no encaladas, aunque después de diez años los niveles de sodio en el tratamiento control (NF) resultaron ser significativamente superiores a los de las parcelas encaladas. La mayor tasa de incorporación y mineralización constatable por el mayor pH de las parcelas encaladas explica también los menores niveles de sodio en las parcelas encaladas que en las parcelas no encaladas cuando reciben dosis bajas de lodo de forma tardía, cuando la probabilidad de lavado es menor en comparación con los aportes tempranos. Sin embargo, Rodríguez-Barreira (2007) en terreno de monte repoblado con pino radiata y Morán-Zuloaga (2009) en terreno agrícola repoblado con chopo no observaron diferencias significativas producidas por los aportes de cal y lodo sobre el porcentaje de saturación de sodio, probablemente debido a las mayores precipitaciones registradas durante sus años de estudio, que provocaron un lavado del sodio en todas las parcelas y por la menor presencia de especies arbustivas en los tratamientos control de los estudios de Rodríguez-Barreira (2007) y Morán-Zuloaga (2009).

De igual modo, el porcentaje de saturación de magnesio resultó ser menor en todas las parcelas encaladas, a excepción de CAL B3, en comparación con el tratamiento control (NF) durante el año 2009, lo que también podría explicarse por los elevados niveles de magnesio existentes en el lodo que se incorporaron más rápidamente cuando se encaló, tal y como describen Edmeades *et al.* (1983), Mosquera-Losada *et al.* (2002), Fystro y Bakken (2005) y López-Díaz *et al.* (2007), y favoreciendo el posterior lavado del magnesio del sistema. Pero, además, el fuerte antagonismo existente entre el calcio y el magnesio contribuye a esta disminución del porcentaje de saturación de magnesio en

las parcelas encaladas (O'Riordan *et al.* 1987; Vivekanadan *et al.* 1991; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2007; Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011). La menor proporción de calcio en el complejo de cambio de las parcelas no encaladas que recibieron dosis altas de lodo de forma tardía también justifica la mayor presencia de magnesio en las parcelas no encaladas en comparación con las encaladas.

Al igual que sucedía con los porcentajes de saturación de sodio y magnesio, se observó un efecto negativo del aporte de lodo (se encalase previamente o no) sobre los niveles de saturación de potasio en el suelo. El aporte de potasio realizado con el lodo es en general pequeño debido, en primer lugar, a las bajas dosis de lodo aplicadas en esta experiencia, en segundo lugar, a los reducidos niveles de potasio habitualmente encontrados en los lodos de depuradora (Mosquera-Losada *et al.* 2009d; Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011) y en tercer lugar a las mayores extracciones realizadas por el arbolado y el pasto en las parcelas abonadas con lodo en comparación con el tratamiento control (NF). Además, existe un fuerte antagonismo entre el potasio y el calcio (Barber 1995; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2007; Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011), que hace que el potasio se mueva hacia lugares más débilmente ligados del complejo de cambio, con lo que se favorece su lavado (Barber 1995). La mejora observada en el porcentaje de saturación de potasio en el suelo del tratamiento control (NF) en relación a los demás tratamientos puede explicarse por las mayores extracciones realizadas por el arbolado o por el pasto en los diferentes tratamientos que recibieron enmiendas y/o fertilización en comparación con el testigo. El efecto negativo del aporte de lodo sobre el porcentaje de saturación de potasio depende del tipo de lodo aplicado. Así, Mosquera-Losada *et al.* (2006) en terreno agrícola observaron como en parcelas en las que se repobló con pino radiata los porcentajes de saturación del potasio en el complejo de cambio se vieron favorecidos por la aplicación de lodos procedentes de industria láctea (más ricos en potasio que los procedentes de depuradora urbana) y sobre todo cuando se complementan con abono potásico mineral. Los menores niveles de potasio obtenidos en CAL A1, en comparación con NO CAL A1, se justifican por los mayores niveles de pH del primer tratamiento, derivados de los mayores niveles de calcio, que pudieron desplazar al potasio debido a su antagonismo, lo que también explica los menores niveles de este elemento en las parcelas encaladas que recibieron lodo en abril (CAL A3) en comparación con su homólogo sin encalar (NO CAL A3).

En resumen, el porcentaje de saturación de calcio se vio muy favorecido por el encalado y el aporte de lodo, a corto y largo plazo, respectivamente, obteniéndose el

efecto contrario sobre los niveles de aluminio. El porcentaje de saturación de sodio se vio incrementado del año 2004 al año 2009, de forma general, en todos los tratamientos evaluados (excepto en CAL B2 y CAL B3) y en el tratamiento control (NF), a pesar de su elevada solubilidad, probablemente debido a la interceptación y transferencia al suelo que realiza el arbolado de la sal marina procedente de la costa gallega, y en especial a la mayor presencia de especies arbustivas en el tratamiento control, que podrían tener un efecto similar. Los niveles de saturación de magnesio y potasio en el suelo se vieron reducidos con el paso del tiempo en los tratamientos que recibieron cal, debido al fuerte antagonismo de estos elementos con el calcio, que favoreció el lavado de los mismos, lo que se incrementó en los primeros años por el aporte de cal y posteriormente por la aplicación de lodo.

4.1.4. METALES PESADOS EN EL SUELO

4.1.4.1. Cobre total y extraído por el método Mehlich en el suelo

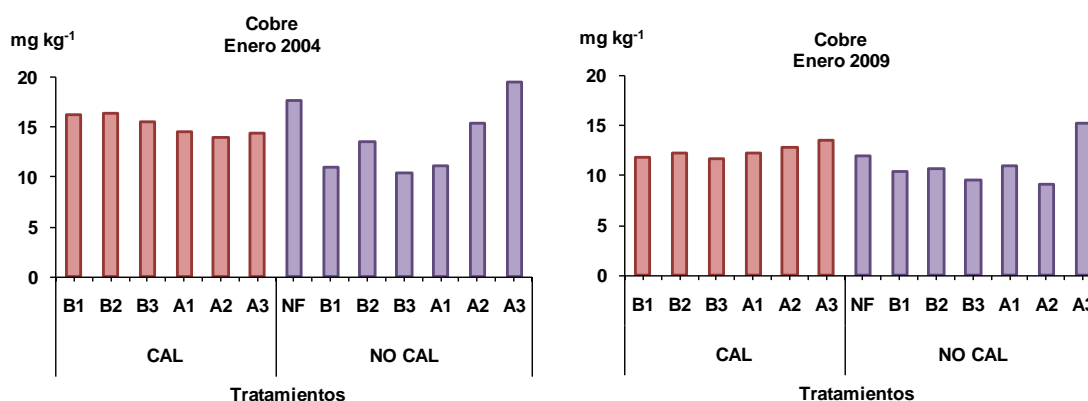
El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos sobre el contenido de cobre total y extraído por el método de Mehlich en suelo muestra que el contenido de cobre total no se vio influenciado de forma significativa por los diferentes tratamientos aplicados durante los dos años estudiados. Sin embargo, el cobre extraído por el método Mehlich respondió de forma significativa a la interacción cal*dosis ($p<0,05$) en el año 2004 y a la dosis de lodo aplicada ($p<0,05$) en el año 2009.

El rango de variación de cobre total en suelo (Fig. 22a) estuvo comprendido entre 9,1 y 19,5 mg kg⁻¹ durante los años 2004 y 2009, respectivamente, valores situados en la parte inferior del intervalo considerado habitual por Davies (1980) (10-80 mg kg⁻¹), Kabata y Pendías (1985) (6-60 mg kg⁻¹), Loué (1988) (10-80 mg kg⁻¹), Barber (1995) (1-50 mg kg⁻¹) y por Domínguez-Vivancos (1997) (3-100 mg kg⁻¹), y similares a los obtenidos por Mosquera-Losada *et al.* (2009b) (11-20 mg kg⁻¹) en suelo agrícola repoblado con *Pinus radiata* D. Don en la región gallega. En todo caso, nuestro rango de valores fue siempre menor que el límite máximo señalado por la legislación española para suelos en los que se pueden aplicar lodos de depuradora (50 mg kg⁻¹) (R.D. 1310/1990).

Los valores obtenidos de cobre en suelo extraídos por el método Mehlich (Fig. 22b) en el primer año de estudio oscilaron entre 0,07-0,50 mg kg⁻¹ mientras que en el año

2009 se elevaron y estuvieron comprendidos entre 0,27 y 1,51 mg kg⁻¹. Las cantidades de cobre extraído por el método Mehlich fueron, durante los dos años de estudio, muy pequeñas en comparación con los contenidos de cobre total en suelo (Quinteiro-Rodríguez 1994; El-Demersdashe *et al.* 1995), a pesar de que a pH ácidos se incrementa la disponibilidad de este elemento (Porta *et al.* 2003). La proporción de este metal que se encuentra de forma asimilable para las plantas en nuestro estudio es muy reducida, probablemente por encontrarse en su mayor parte ligado a la materia orgánica (Andrade *et al.* 1985b; El-Demerdsashe *et al.* 1995; Taylor *et al.* 1995; Canet *et al.* 1998; Quinteiro-Rodríguez *et al.* 1998). Durante los dos años evaluados, los intervalos de cobre en suelo extraídos en la solución Mehlich fueron superiores a los detectados por Gómez-Liste (2002) (0-0,06 mg kg⁻¹) en un ensayo en donde se aplicaron lodos de lechería en suelo, debido a los reducidos niveles de cobre que presenta este residuo agroindustrial, e inferiores a los obtenidos por Rodríguez-Barreira (2007) (10,1-18,5 mg kg⁻¹) y Mosquera-Losada *et al.* (2009a) (0,1-2,7 mg kg⁻¹) en suelos de monte de Galicia repoblados con *Pinus radiata* D. Don, en los que se fertilizaba con unas dosis de lodo de depuradora urbana muy superiores a las nuestras (aportes entre 160 y 480 kg N total ha⁻¹), lo que justifica los mayores valores obtenidos en comparación con los de nuestro estudio. Los valores de cobre extraídos por el método Mehlich en nuestro trabajo se situaron siempre en la parte inferior del intervalo detectado por Taylor *et al.* (1995), Canet *et al.* (1998) y Monterroso *et al.* (1999) (0,6-17,6 mg kg⁻¹) en terrenos de escombreras.

a)



b)

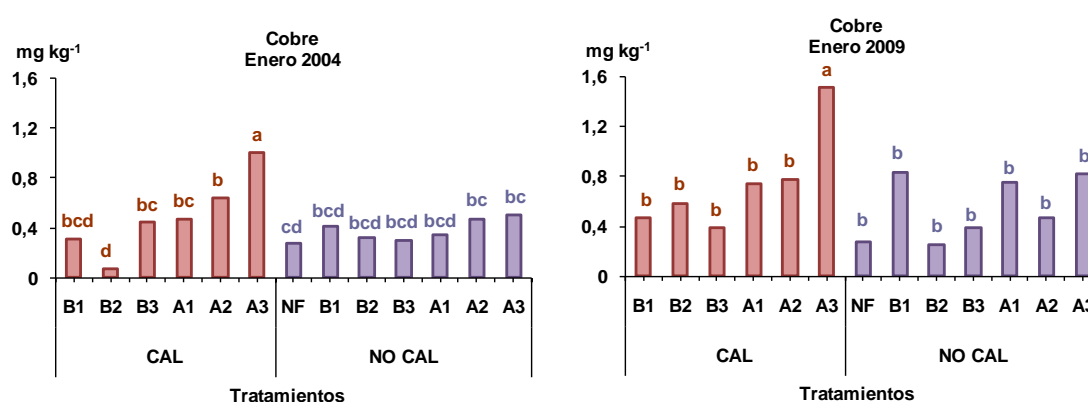


Fig. 22. a) Contenido de cobre total, y **b)** cobre extraído por el método Mehlich (mg kg^{-1}) en suelo, para cada uno de los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La ausencia de respuesta del contenido de cobre total en suelo a los diferentes tratamientos aplicados en este estudio se puede justificar por los bajos niveles de cobre en la cal y por los reducidos aportes que se hacen de este elemento con las reducidas dosis de lodo aplicadas en este ensayo (Fig.22a), coincidiendo con la respuesta obtenida por Morán-Zuloaga (2009) en terreno agrícola. También hemos de tener en cuenta que hubo una mayor extracción por parte del arbolado y del pasto de este elemento en las parcelas en las que las dosis altas de lodo mejoraron la producción de pasto y/o del arbolado que reduciría las diferencias entre tratamientos de los niveles de cobre total en el suelo (O' Riordan *et al.* 1994; Tsadilas *et al.* 1995; Canet *et al.* 1996 y Krebs *et al.* 1998). Sin embargo, el aporte de dosis de lodo mayores a las de este estudio en un suelo forestal (500 Mg ha^{-1}) incrementaron los niveles de cobre total en suelo (Brallier *et al.*

1996), mientras que Mosquera-Losada *et al.* (2009b) en un terreno agrícola en donde también se fertilizaba con mayores dosis de lodo ($480 \text{ kg N total ha}^{-1}$) que las aplicadas en nuestro estudio, no obtuvieron diferencias significativas con el tratamiento sin fertilizar. Miao-Miao *et al.* (2007) y Yuan (2009) obtuvieron un incremento de los niveles de cobre total en suelo como consecuencia de la aplicación de lodo de depuradora con una mayor proporción de cobre que el nuestro.

La aplicación de dosis altas de lodo de forma tardía (sobre todo en abril, aunque también en el aporte de marzo en el año 2004) aumentó la disponibilidad de cobre en el suelo en las parcelas encaladas durante los dos años de estudio, tanto si se comparan con el tratamiento control (NF) como si la comparación se hace con el tratamiento homólogo que no recibió cal ó con las parcelas encaladas que recibieron dosis bajas de lodo en la misma fecha ó con las parcelas que recibieron dosis altas de lodo en febrero o marzo en lugar de en abril. El mayor aporte de cobre realizado con las dosis altas de lodo aplicadas en abril justifica las diferencias encontradas con el tratamiento control (NF) y las dosis bajas de lodo. Pero, además, las parcelas encaladas que recibieron el aporte de dosis altas de lodo en abril (CAL A3) presentaron desde el principio del estudio un mayor nivel de pH, que probablemente activó la tasa de incorporación y mineralización del lodo (Mosquera-Losada *et al.* 2009b; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010b), por lo que se liberó cobre al medio (Chaudri *et al.* 2000; Hillman *et al.* 2003 y McBride *et al.* 2004), que inicialmente fue adsorbido por la materia orgánica inmovilizándolo. Posteriormente, cuando el contenido en materia orgánica disminuyó, éste se hizo más disponible. El cobre, en el tratamiento en el que se encalaba y se aplicaban dosis altas de lodo en abril (CAL A3), fue probablemente liberado de forma más lenta en comparación con los otros tratamientos que recibieron cal y dosis altas de lodo en fechas más tempranas, en las que el mayor contenido de materia orgánica lo retuvo. En concreto, el mayor contenido en materia orgánica en el tratamiento CAL A1 pudo contribuir también a la reducción de la disponibilidad de cobre, debido a la capacidad de adsorción de la materia orgánica en comparación con el tratamiento CAL A3. De igual modo, durante el año 2004, en las parcelas encaladas que recibieron dosis bajas de lodo en marzo (CAL B2) el contenido de cobre disponible fue significativamente inferior al obtenido en el resto de parcelas encaladas, pudiendo ser consecuencia, entre otros factores, del incremento de materia orgánica observado en este tratamiento, reduciéndose así la disponibilidad del cobre debido a la formación de complejos organometálicos estables (McBride *et al.* 2004; López-Mosquera *et al.*

2005). El efecto negativo de la materia orgánica sobre la disponibilidad de los metales pesados en suelos ácidos ha sido descrito por varios autores (Kabata-Pendías y Pendías 1985; Alloway 1995).

En resumen, durante los dos años evaluados no se encontró una respuesta significativa de los niveles totales de cobre en el suelo a los diferentes tratamientos aplicados, debido a los bajos niveles de cobre en la cal, por las bajas dosis de lodo empleadas en este estudio y por las extracciones realizadas por el pasto y por el arbolado. Sin embargo, el aporte combinado de cal y dosis altas de lodo aplicadas al suelo de forma tardía (CAL A3) incrementó la disponibilidad del cobre (Mehlich) debido al aumento inicial de la tasa de incorporación y de mineralización del lodo producida por la cal y a los mayores niveles iniciales de materia orgánica, y menores al final, que retuvieron inicialmente, y liberaron con posterioridad, este elemento al suelo.

4.1.4.2. Zinc total y extraído por el método Mehlich en el suelo

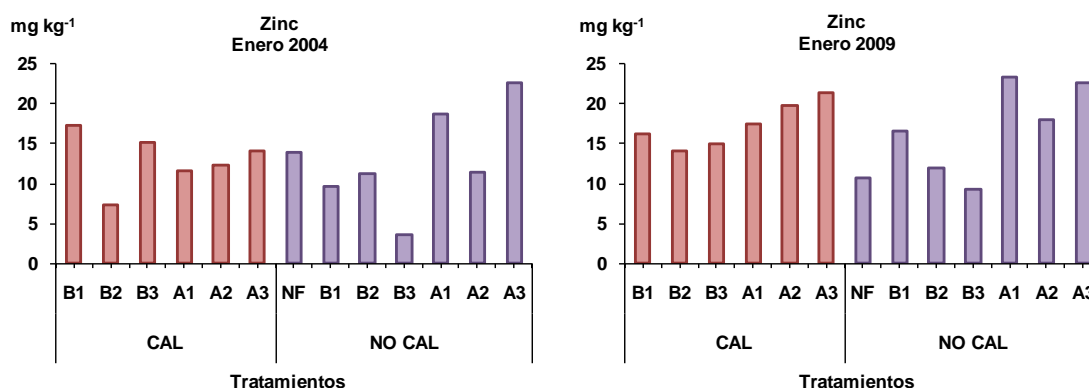
Los resultados correspondientes del ANOVA de zinc total y extraído por el método Mehlich reflejan como durante los dos años estudiados el contenido de zinc total en suelo no se vio influenciado de forma significativa por los diferentes tratamientos aplicados, mientras que el zinc extraído por el método Mehlich responde de forma significativa a las dosis de lodo de depuradora urbana ($p < 0,01$) y a la interacción dosis*fecha ($p < 0,05$) en el año 2004, y a la dosis de lodo ($p < 0,05$) en el año 2009.

La concentración de zinc total en suelo (Fig.23a) se situó entre 3,59 y 18,60 mg kg⁻¹ en el año 2004 y entre 9,17-23,33 mg kg⁻¹ en el año 2009, no superando en ningún momento el máximo permitido por la legislación española para el uso agrícola de lodos de depuradora (150 mg kg⁻¹) para suelos con pH inferiores a 7. Los valores de zinc total resultaron estar en la parte inferior del intervalo señalado como normal en suelo por Davies (1980) y Barber (1995) (10-300 mg kg⁻¹) y Kabata-Pendías y Pendías (1985) (10-105 mg kg⁻¹), estos últimos referidos a la Europa templada y húmeda, y se encuentran dentro del rango definido por Loué (1988) como típico en suelos ácidos muy lavados (10-30 mg kg⁻¹). Los niveles de zinc total obtenidos en nuestro estudio también fueron inferiores a los descritos por López-Díaz *et al.* (2005) en terreno de monte (7,60-60,67 mg kg⁻¹) en el que se abonó con dosis de lodo más altas que las nuestras (que implicaron entre 160 y 420 kg ha⁻¹ de N total).

En relación al efecto producido por los diferentes tratamientos aplicados sobre los niveles totales de zinc en suelo, y del mismo modo que sucedía con los niveles totales

de cobre, señalar que no se obtuvo una respuesta significativa de este elemento ni a los aportes de cal ni a las aplicaciones de lodo de depuradora urbana, probablemente debido, tal y como sucedía con el cobre, a las reducidas dosis de lodo aplicadas en este estudio (50 y 100 kg ha⁻¹ de N total) y a las bajas concentraciones de zinc existentes (154,12 mg kg⁻¹) en el lodo aplicado (Mosquera-Losada *et al.* 2009d). Por el contrario, Mosquera-Losada *et al.* (2001a) y López-Díaz *et al.* (2005) en terrenos de monte observaron como la aplicación de dosis más altas de lodo de depuradora urbana al suelo (480 kg N ha⁻¹ año⁻¹) aumentaban el contenido total de este elemento en el suelo tal y como también describían Illera *et al.* (2000).

a)



b)

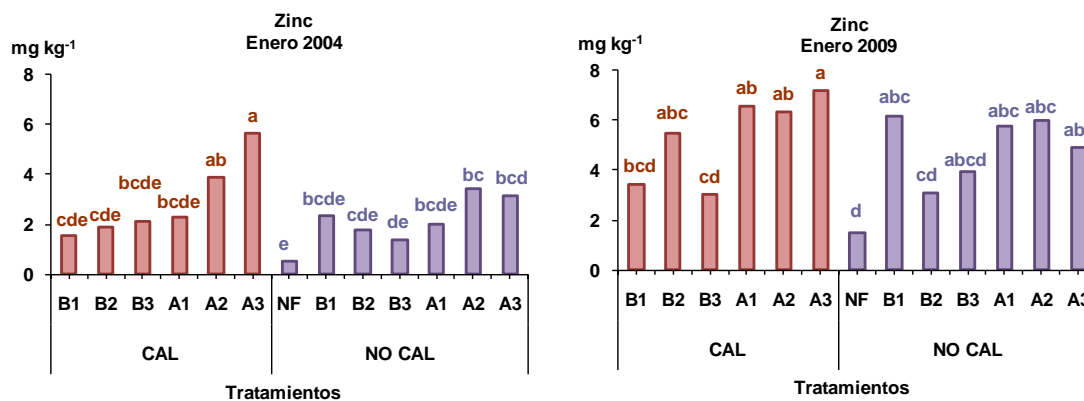


Fig. 23. a) Contenido de zinc total, y **b)** zinc extraído por el método de Mehlich (mg kg⁻¹) en suelo, para cada uno de los tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Si hacemos referencia a las cantidades de zinc obtenidas por el método Mehlich en nuestro ensayo (Fig. 23b), señalar que en el año 2004 estuvieron comprendidas entre 0,5-5,61 mg kg⁻¹ y entre 1,48-7,14 mg kg⁻¹ en el año 2009. Las cantidades de zinc extraídas por el método Mehlich en nuestro suelo se encuentran en la parte inferior del intervalo descrito por López-Díaz *et al.* (2005) en terreno de monte (0,62-29,5 mg kg⁻¹) y de las descritas por Mosquera-Losada *et al.* (2009b) en terreno agrícola (1-27 mg kg⁻¹), ambos repoblados con *Pinus radiata* D. Don, así como de los observados por Monterroso *et al.* (1999) en zonas de escombreras (0,6-33,2 mg kg⁻¹). Asimismo, en nuestro estudio el contenido de este elemento que se encuentra en el suelo de forma disponible para las plantas con respecto al total, es más alto que el detectado para el cobre, coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009b).

A diferencia de la respuesta encontrada del contenido de zinc total en suelo durante este mismo período de tiempo, en el año 2009 el zinc extraído por el método Mehlich se vio positivamente influenciado por la aplicación de dosis altas de lodo, independientemente de si se había encalado previamente, en comparación con el tratamiento control (NF). Este efecto positivo del aporte de dosis altas de lodo sobre la concentración de zinc extraído por el método Mehlich se encontró en el año 2004, pero con las aplicaciones tardías (CAL A2, CAL A3, NO CAL A2 y NO CAL A3). El incremento en el contenido extraído por el método Mehlich de zinc en el suelo provocado por los aportes de lodos procedentes de depuradora en suelos ácidos se encuentra ampliamente documentado (Sanders *et al.* 1986; Williams *et al.* 1987; Hue *et al.* 1988; Loue 1988; Bell *et al.* 1991; O'Riordan *et al.* 1994; Quinteiro-Rodriguez *et al.* 1994; Taylor *et al.* 1995; Tsadilas *et al.* 1995; Barbarick *et al.* 1998; Krebs *et al.* 1998; Rappaport *et al.* 1988; Illera *et al.* 1999; López-Díaz *et al.* 1999; Mosquera-Losada *et al.* 2001a; Martins *et al.* 2003; López-Díaz *et al.* 2005 y Mosquera-Losada *et al.* 2009b), si bien esta respuesta es menor si la elevación del pH es muy alta (Williams *et al.* 1987) y llega a ser nula en suelos básicos en los que la dosis aplicada del lodo no produce cambios sustanciales en la disponibilidad de zinc (Canet *et al.* 1996 y Canet *et al.* 1998). Brallier *et al.* (1996), en un estudio realizado en el sur de Seattle, observaron como la aplicación conjunta de cal y lodo disminuyó los niveles de zinc extraídos por el método Mehlich, debido al incremento de pH originado por la cal (el pH se elevaba de 4,6 a 6,9), que es de menor magnitud en nuestro ensayo.

El aporte de dosis altas de lodo en marzo y en abril en las parcelas encaladas (CAL A2 y CAL A3, respectivamente) también incrementó la disponibilidad de zinc en

comparación con sus respectivas dosis bajas en el año 2004, aunque este efecto sólo fue significativo en las aplicaciones de abril en el año 2009, presentándose, en el año 2004 una mayor disponibilidad de zinc en el suelo de las parcelas que reciben dosis altas de lodo en abril en comparación con las otras fechas de aplicación del lodo. La mayor disponibilidad de zinc en el tratamiento en el que se aportan dosis altas de lodo y cal en el mes de abril (CAL A3) puede explicarse, al igual que en el caso del cobre, por los mayores pH alcanzados en este tratamiento, que probablemente provocaron una mayor incorporación y mineralización del residuo en el suelo, liberando zinc a la fase líquida edáfica. En los primeros años, en los que no hubo diferencias en el contenido en materia orgánica entre los tratamientos CAL A3 y control (NF), el aumento de la disponibilidad de zinc supuso una adsorción de este elemento por parte de la misma, que posteriormente se liberó cuando se produjo una disminución clara del contenido en materia orgánica en el tratamiento CAL A3 en comparación con NF.

En resumen, los reducidos aportes de lodo del estudio que nos ocupa no modificaron significativamente los contenidos de zinc total en suelo, pero sí afectaron a los contenidos de zinc extraídos por el método Mehlich, de tal manera que las dosis altas de lodo (con o sin combinar con cal) incrementaron la disponibilidad de este elemento en comparación con el tratamiento control (NF). El aporte en el mes de abril de dosis altas de lodo en combinación con cal (CAL A3) originó un aumento de la disponibilidad de este elemento en suelo en comparación con las dosis bajas o el aporte de dosis altas en épocas más tempranas.

4.1.4.3. Metales totales y extraídos por el método Mehlich en el suelo

El contenido de cadmio total en suelo resultó afectado de forma significativa por el aporte de cal ($p < 0,05$). Sin embargo, no se obtuvo una respuesta significativa del contenido de cromo, plomo y níquel total ni extraído por el método Mehlich, ni del cadmio extraído por el método Mehlich a los diferentes tratamientos aplicados durante los años 2004 y 2009.

Los rangos de cadmio ($0,1$ y $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$), cromo ($9,18$ - $24,91 \text{ mg kg}^{-1}$), plomo ($10,02$ - $21,74 \text{ mg kg}^{-1}$) y níquel ($7,1$ - $14,07 \text{ mg kg}^{-1}$) total en suelo (Fig. 24) estuvieron siempre dentro del tramo inferior de los rangos habituales descritos para estos elementos por Monterroso *et al.* (1999) y Quintás *et al.* (1997) en escombreras de Galicia ($0,5$ - 5 mg kg^{-1}) para el cadmio, por Kabata y Pendías (1985) ($1,4$ - 1389 mg kg^{-1} y 3 - 189 mg kg^{-1}) para el cromo y plomo, respectivamente), Alloway (1995) ($0,3$ - 10000

mg kg⁻¹ y 1-100 mg kg⁻¹) para el cromo y el níquel, respectivamente), Fergusson (1990) (1-888 mg kg⁻¹) para el plomo y por Carter y Gregorich (2007) (10-100 mg kg⁻¹) para el níquel. Los valores totales de los metales pesados obtenidos en nuestro suelo estuvieron por debajo de los valores máximos permitidos por el RD 1310/90 para la aplicación de lodo como fertilizante en suelos con pH<7, valores máximos de 1, 100, 50 y 30 mg kg⁻¹ para el cadmio, cromo, plomo y níquel, respectivamente. No se representan las concentraciones de cadmio total obtenidas en suelo durante el año 2009 debido a que los valores en suelo estuvieron por debajo del límite de detección del método empleado.

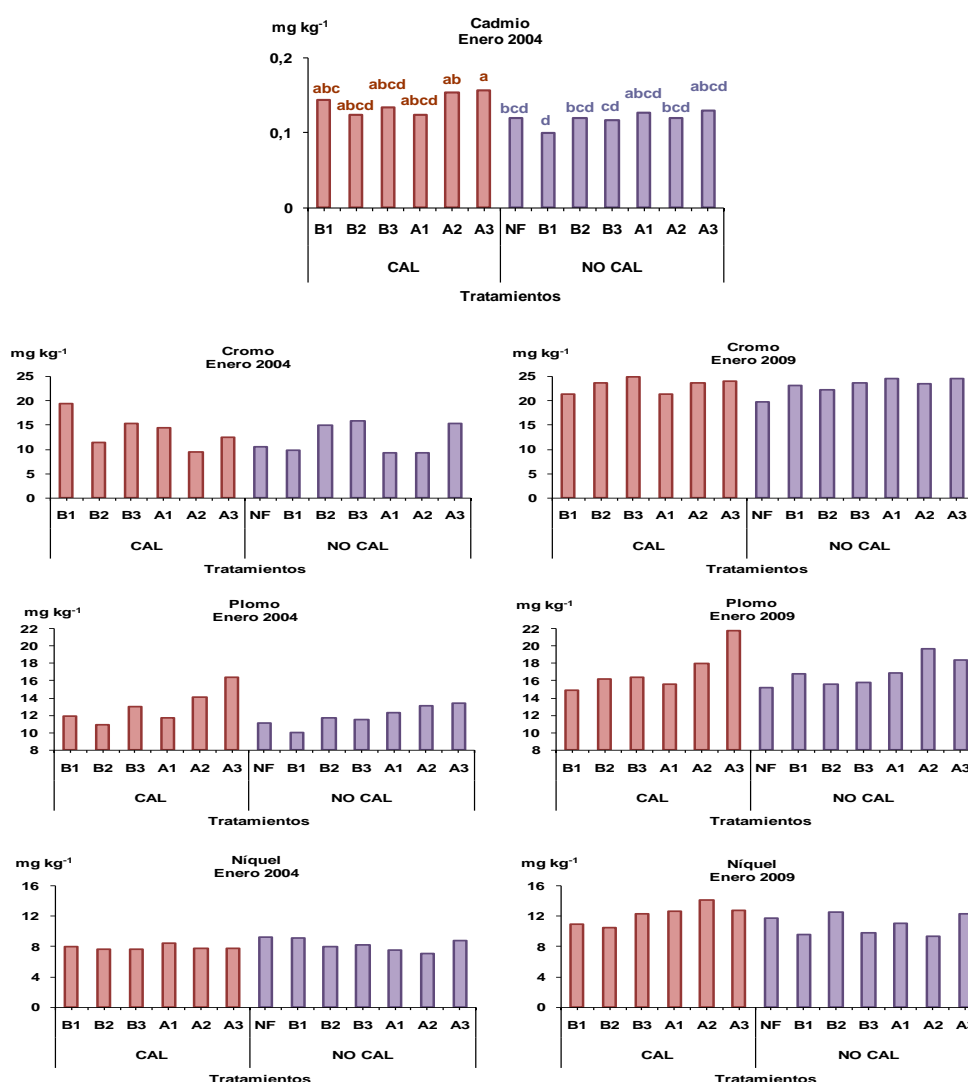


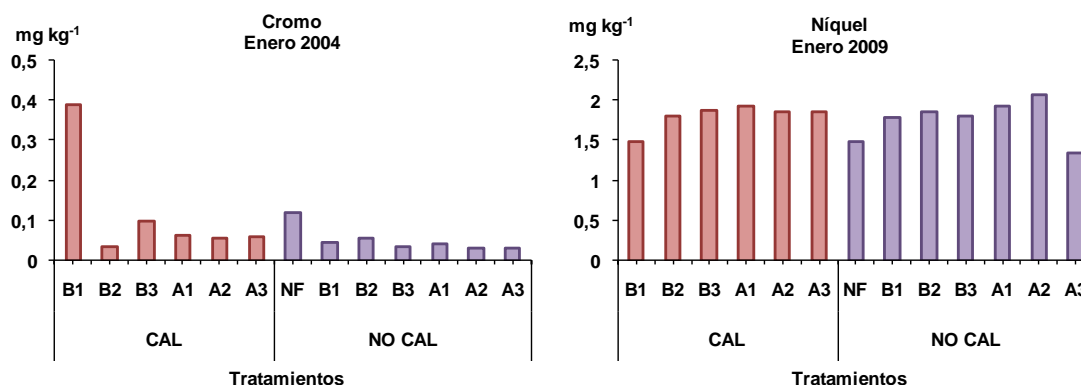
Fig. 24. Contenido de cadmio total en suelo en el año 2004 y contenido de cromo, plomo y níquel total (mg kg⁻¹) en suelo durante los años 2004 y 2009 en los diferentes tratamientos evaluados en esta experiencia. Donde CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La ausencia de respuesta del contenido total de la mayor parte de estos metales a los diferentes tratamientos aplicados en este estudio se explica por la reducida concentración de estos metales en la composición del lodo empleado, así como por las bajas dosis de lodo aplicadas en este estudio. Solamente el aporte tardío de dosis altas de lodo en combinación con cal (CAL A3) resultó incrementar los niveles de cadmio total (Fig. 24) cuando se compara con los niveles totales de este metal obtenidos en el tratamiento control (NF) o en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas de lodo (NO CAL B1, NO CAL B2 y NO CAL B3), lo que es indicativo de la ya mencionada mayor tasa de incorporación y de mineralización del lodo en CAL A3. Tal y como obtuvimos nosotros cuando se evalúan los tratamientos de forma individual, López-Díaz (2004) y Rodríguez-Barreira (2007) en terrenos de monte repoblados con pino radiata, así como Morán-Zuloaga (2009) en terreno agrícola repoblado con chopo, no encontraron una repuesta significativa del contenido de cadmio total a la aplicación de caliza y lodo al suelo, a pesar de las mayores dosis de lodo empleadas en estos estudios; pero su fecha de aplicación fue siempre anterior a abril, que fue la empleada en el tratamiento CAL A3 de nuestro estudio.

Los niveles altos de cadmio en suelo se asocian con el aporte de abonos inorgánicos de tipo fosfórico ricos en este elemento, lo que ha obligado a introducir medidas reguladoras que limiten este insumo (López-Mosquera *et al.* 2005; Mosquera-Losada *et al.* 2009a), y también a aportes de dosis altas de lodo con concentraciones ricas en este elemento (Barbarick *et al.* 1998; Canet *et al.* 1998, Illera *et al.* 2000). En nuestro caso, los bajos niveles de cadmio en el lodo empleado, las dosis reducidas de residuo aportadas y su lenta incorporación al suelo, hacen que el contenido de este elemento en el suelo sea reducido y sólo se pueda apreciar en las condiciones en las que la incorporación del lodo se vio favorecida pero no el lavado inicial del mismo (CAL A3).

Por otro lado, la evolución de los niveles de cromo, plomo y níquel extraídos por el método Mehlich en el suelo de nuestra experiencia durante los años 2004 y 2009 se muestra en la Fig. 25. Puntualizar que no se representan ni los niveles de cadmio extraídos por el método Mehlich durante los dos años de estudio, ni de níquel en el año 2004, ni de cromo extraídos por el método Mehlich en el año 2009, por encontrarse las concentraciones de estos elementos por debajo del nivel de detección instrumental de la técnica empleada ($<0,01 \text{ mg kg}^{-1}$), lo que parece indicar una escasa repercusión desde un punto de vista pascícola y medioambiental de los niveles de estos elementos en suelo como consecuencia del aporte de lodo.

a)



b)

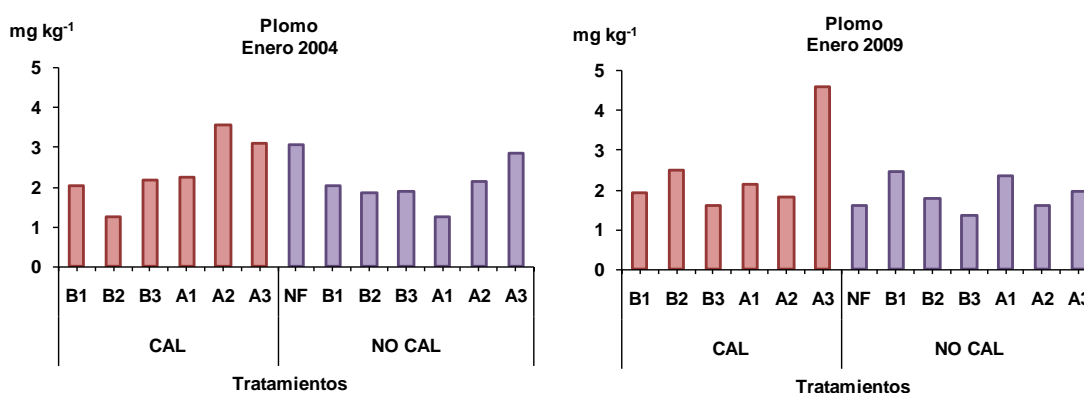


Fig. 25. a) Contenido de cromo y de níquel extraído por el método de Mehlich (mg kg^{-1}) en suelo durante los años 2004 y 2009, respectivamente, y **b)** Contenido de plomo extraído por el método de Mehlich (mg kg^{-1}) en suelo durante los años 2004 y 2009 para cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación de lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Los niveles de cromo extraídos por el método Mehlich durante en el año 2004 ($0,03\text{-}0,39 \text{ mg kg}^{-1}$) y los niveles disponibles de níquel ($1,34\text{-}2,07 \text{ mg kg}^{-1}$) durante el año 2009 (Fig. 25a) fueron similares a los obtenidos por López-Díaz (2004) ($0,1\text{-}3,82 \text{ mg kg}^{-1}$ para níquel) y Rodríguez-Barreira (2007) ($0,01\text{-}0,32 \text{ mg kg}^{-1}$ para cromo y $0,06\text{-}3,36 \text{ mg kg}^{-1}$ para níquel) en suelos de monte y a los niveles de níquel obtenidos por Monterroso *et al.* (1999) ($0,6\text{-}13,3 \text{ mg kg}^{-1}$) en terreno de escombrera. Sin embargo, los niveles de cromo disponible en el suelo de nuestro estudio fueron superiores a los obtenidos por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2002c) ($0,005\text{-}0,065 \text{ mg kg}^{-1}$) en suelos fertilizados con residuo de industria láctea, debido a los escasos niveles de este

elemento en el suelo de dicha experiencia. Los valores de plomo extraído por el método Mehlich en el suelo de nuestro ensayo (1,23-4,57 mg kg⁻¹) (Fig. 25b) se encuentran en el primer tramo de concentración de este elemento observado por Monterroso *et al.* (1999) en terrenos de antiguas escombreras (0,01-8,39 mg kg⁻¹).

El encalado (Brallier *et al.* 1996) y el alto contenido en materia orgánica encontrado en el suelo de nuestra experiencia pueden justificar la reducida disponibilidad del cadmio en suelos ácidos (Juste y Soldá 1988; Mahler y Ryan 1988; Kabata y Pendías 1992; Alloway 1995; Estévez *et al.* 1998), y del cromo, del níquel y del plomo (Andrade *et al.* 1985b; Häni *et al.* 1996; Smith 1996 y Quinteiro-Rodríguez *et al.* 1998; McBride *et al.* 2004; López-Mosquera *et al.* 2005), lo que justificaría la baja disponibilidad de estos elementos en el suelo de nuestra experiencia. Sin embargo, en estudios realizados sobre suelos ácidos pero con contenidos en materia orgánica en suelo inferiores a los de nuestra experiencia, y en los que la cantidad de cadmio añadida con el lodo era muy superior, obtuvieron que la aplicación de este residuo incrementaba la disponibilidad del cadmio en el suelo (Williams *et al.* 1987; Hue 1988; Tsadilas *et al.* 1995; Canet *et al.* 1996; Canet *et al.* 1998; Monterroso *et al.* 1999). El plomo se suele encontrar en el suelo en su mayor parte en forma no asimilable, debido a que es uno de los metales menos móviles, que se concentra en los horizontes superficiales (Davis 1980; El-Demerdashe *et al.* 1995; Salomons *et al.* 1995; Taylor *et al.* 1995), particularmente el procedente de la aplicación de lodos (Williams *et al.* 1987; O'Riordan *et al.* 1994; Barbarick *et al.* 1998; Canet *et al.* 1998; Berti y Jacobs, 1998; Illera *et al.* 1999), pero las bajas dosis de lodo aplicadas en nuestro estudio hacen que sus niveles en suelo no sean detectables. Asimismo, diversos autores han señalado el efecto positivo que provoca el aporte del lodo sobre la disponibilidad del cromo, del plomo y del níquel en diversas condiciones de pH, tanto en suelos ácidos (Andrade *et al.* 1985b; Taylor *et al.* 1995; Barbarick *et al.* 1998) como básicos (Williams *et al.* 1987; El-Demerdashe *et al.* 1995), mientras que en suelos neutros o alcalinos no suelen observarse variaciones significativas en la asimilabilidad del níquel (Canet *et al.* 1996; Canet *et al.* 1998) pero sí en la asimilabilidad del plomo (Barbarick *et al.* 1998). Estudios realizados por Juste y Soldá (1988), Malkönen *et al.* (1999), Virgel-Mentxaka (2002) describen una disminución significativa en el contenido de cromo, plomo y níquel asimilable en el suelo en las parcelas que recibieron aportes de cal (quizás debido al incremento en el pH que provocó la cal (Kabata y Pendías 1985; Sanders *et al.* 1986; Häni *et al.* 1996)), ya que se produce una inmovilización de estos elementos. En todo

caso, en todos ellos se partía de valores iniciales y de aportes de metales pesados con el lodo superiores a los nuestros, además de contener una menor proporción de materia orgánica en el suelo de dichas experiencias, lo que justifica la reducida respuesta encontrada en nuestro estudio al aporte del lodo.

En resumen, la ausencia de respuesta del contenido de cromo, plomo y níquel totales o extraídos por el método Mehlich se explica por las reducidas dosis de lodo empleadas en este estudio, así como por los altos niveles de materia orgánica encontrados en el suelo de nuestra experiencia, los cuales reducirían la disponibilidad de estos elementos. Solamente el aporte tardío de dosis altas de lodo en combinación con cal (CAL A3) incrementó los niveles de cadmio total en relación a los niveles totales de este metal obtenidos en el tratamiento control (NF) o en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas (NO CAL B1, NO CAL B2 y NO CAL B3).

4.2. ARBOLADO

El resultado del análisis de varianza muestra una respuesta significativa del porcentaje de marras a la interacción dosis*fecha ($p<0,05$) en el año 2007, mientras que en los primeros años de estudio (2000 y 2004) no se obtuvo una respuesta significativa a los diferentes tratamientos aplicados. Durante el año 2000, la variable altura respondió significativamente a la interacción cal*dosis*fecha ($p<0,001$), durante el año 2004 a las interacciones cal*dosis y dosis*fecha ($p<0,001$) y durante el año 2008 a la triple interacción cal*dosis*fecha ($p<0,01$). La variable diámetro durante los años 2000 y 2004 estuvo significativamente influenciada por la interacción cal*dosis*fecha ($p<0,01$) y durante el año 2008 también por la interacción cal*dosis*fecha ($p=8\%$). El incremento en altura únicamente se ve influenciado de forma significativa durante el intervalo de tiempo 2000-2004 (cal*fecha: $p<0,05$). Sin embargo, no se obtuvo una respuesta significativa del incremento en diámetro durante el periodo de tiempo 2004-2008, ni del incremento en altura durante los periodos 2004-2008 y 2000-2008, ni de la cobertura arbolada en el año 2000, a los diferentes tratamientos aplicados. La cobertura arbolada respondió significativamente a la dosis de lodo ($p=7\%$) en el año 2003, y durante los años 2004, 2005, 2006 y 2007 a la dosis de lodo ($p=7\%$, $p<0,05$, $p=6\%$ y $p<0,05$, respectivamente) y a la fecha de aplicación del mismo ($p<0,05$), no siendo significativa la respuesta de esta variable arbolada a los diferentes tratamientos aplicados en este estudio durante los años 2000, 2001 y 2002.

El porcentaje de marras encontrado en nuestro estudio se incrementó con el paso del tiempo en los diferentes tratamientos evaluados. Así, en el año 2000 el porcentaje encontrado estuvo comprendido entre el 0% y el 26%, en el año 2004 entre el 0% y el 33 %, hasta situarse entre el 11 y el 44 % en el año 2007 (Fig. 26).

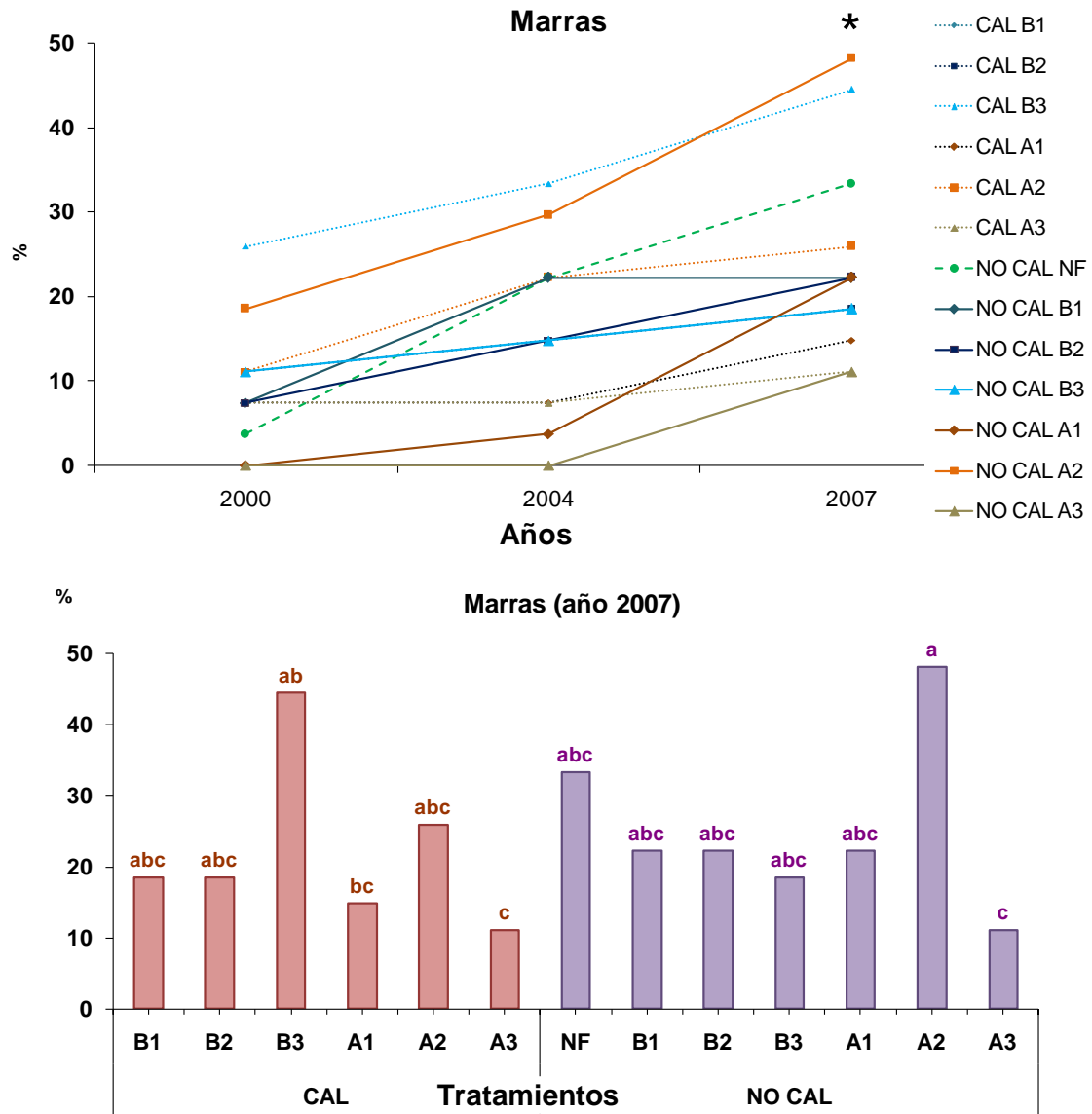


Fig. 26. Porcentaje de marras encontrado en los años 2000, 2004 y 2007. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. * y letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La mortalidad de un árbol depende de su estadio fisiológico, de su genética, del medio ambiente en el que se desarrolla, de la edad y del azar (Franklin *et al.* 1987; Crecente-Campo *et al.* 2009). Generalmente, los árboles mueren cuando no consiguen

adquirir o movilizar los recursos suficientes para recuperarse de un estrés, de las heridas o de los daños originados por algún factor externo (Waring y Pitman 1987). Lee (1971) distingue entre la mortalidad irregular (catastrófica), consecuencia de perturbaciones ecológicas como incendios forestales, enfermedades, plagas y huracanes (Kneeshaw y Bergeron, 1998), y la mortalidad regular (no catastrófica), ocasionada, por ejemplo, por la competencia árbol-pasto por los recursos naturales como la luz, el agua o los nutrientes del suelo (Peet y Christensen, 1987; Crecente-Campo *et al.* 2009). En nuestro estudio se produjo una mortalidad natural, ya que durante el año 2007 (único año en el que obtuvimos diferencias significativas entre tratamientos) la mortalidad del arbolado estuvo ocasionada por la relación de competencia entre el árbol y el pasto que conforma el sotobosque del sistema silvopastoral establecido en esta experiencia, cuando los recursos son limitados. Así, las parcelas encaladas que recibieron dosis bajas de lodo en abril (CAL B3) presentaron un porcentaje de marras significativamente superior al obtenido en las parcelas encaladas en las que se fertilizó con dosis altas en abril (CAL A3), debido a la competencia ejercida por las especies arbustivas que comparten rizosfera en profundidad con el arbolado y pueden disminuir el desarrollo del mismo (Zutter y Miller 1998; Wagner *et al.* 1999), llegando a producir su muerte, debido al reducido aporte de nutrientes aportados con las dosis bajas de lodo aplicadas en este estudio, que no sería suficiente para el desarrollo adecuado y conjunto del árbol y de las especies de matorral, lo que no sucede cuando las dosis de lodo aplicadas son altas. Por otra parte, los aportes tardíos de lodo en las parcelas no encaladas (NO CAL A3) favorecieron el crecimiento inicial del arbolado, al ser más propicia esta fecha para disminuir la competencia entre el pasto y el arbolado por los recursos, disminuyendo de forma significativa el porcentaje de marras encontrado en NO CAL A3 en comparación con el tratamiento NO CAL A2. El aporte intermedio de lodo (NO CAL A2) mejoró la producción inicial de pasto, reduciendo la disponibilidad de nutrientes para el desarrollo posterior del arbolado.

En relación al crecimiento forestal, cuando la masa de *Pinus radiata* presentaba dos años de edad, la altura de esta especie se encontró comprendida entre 0,64 y 1,02 m, mientras que en el año 2004 se situaba entre 3,24 y 5 m, para en el 2008 variar entre 9,3 y 11,55 m (Fig. 27). Así, el rango de incremento en altura obtenido durante el periodo de tiempo 2000-2004 fue de 2,30-4,10 m y de 6,10-7,4 m desde el año 2004 al 2008, obteniéndose, por tanto, un aumento en altura desde el primer año de estudio al último comprendido entre los 8,7 y los 10,4 m (Tabla 18). Al igual que sucedía con la altura, el

diámetro medio del árbol se incrementa considerablemente al haber superado la planta el estrés inicial de la plantación (momento en el que la planta destina una parte de su energía a acomodarse a las situaciones del entorno en detrimento de su crecimiento) (López-Díaz *et al.* 1999b), pasando de 1,20-2,06 cm en el año 2000 a 6,80-11,50 cm y a 11,90-18,12 cm en los años 2004 y 2008, respectivamente (Fig. 27), lo que se traduce en un incremento en diámetro desde el año 2004 al año 2008 de 4 a 6,5 cm (Tabla 18). El buen crecimiento del arbolado obtenido en este estudio también se refleja en la cobertura alcanzada, que pasa del 1-2 % en el año 2000, al 7-17 % en el año 2001, al 15-31 % en el año 2002, al 19-46 % en el año 2003, al 25-61 % en el año 2004, al 40-70% en el año 2005, al 50-80 % en el año 2006 y al 60-90 % en el año 2007 (Fig. 28). Estos resultados indican una notable tasa de crecimiento de esta especie en Galicia (Sánchez *et al.* 2003) tal y como describieron López-Díaz *et al.* (2007) en terreno de monte y Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola, ambos repoblados con esta conífera en nuestra región.

Según las curvas de calidad de estación de *Pinus radiata* D. Don en Galicia (Sánchez *et al.* 2003) la zona de estudio se enmarcaría dentro de la calidad II, obteniéndose un índice de sitio a la edad de 20 años que varía entre 18,2-24,3 m, valores superiores a los encontrados en estudios realizados en terrenos de monte de Galicia para esta misma especie en los que se fertilizó con lodo de industria láctea estabilizado con cal (Omil-Ignacio *et al.* 2005) siendo la altura del arbolado para la misma edad a la que se encuentra nuestra especie en el año 2008 (10 años) de 4 m frente a los 9,3-11,55 m de altura en nuestro estudio, ya que la experiencia de Omil-Ignacio *et al.* (2005) se desarrolla en la zona costera gallega en la que la sequía de verano es mucho más prolongada que en la zona interior en la que se desarrolla nuestra experiencia, lo que limita considerablemente el crecimiento de esta conífera. Sin embargo, nuestro rango de valores sería inferior al obtenido en plantaciones de Nueva Zelanda (36 m a los 20 años) (Lavery 1986), debido también a las condiciones de sequía que se producen en nuestras latitudes que no suceden en el estudio de Nueva Zelanda (Benavides *et al.* 2009). Todo ello es indicativo de la sensibilidad de esta especie a la sequía de verano.

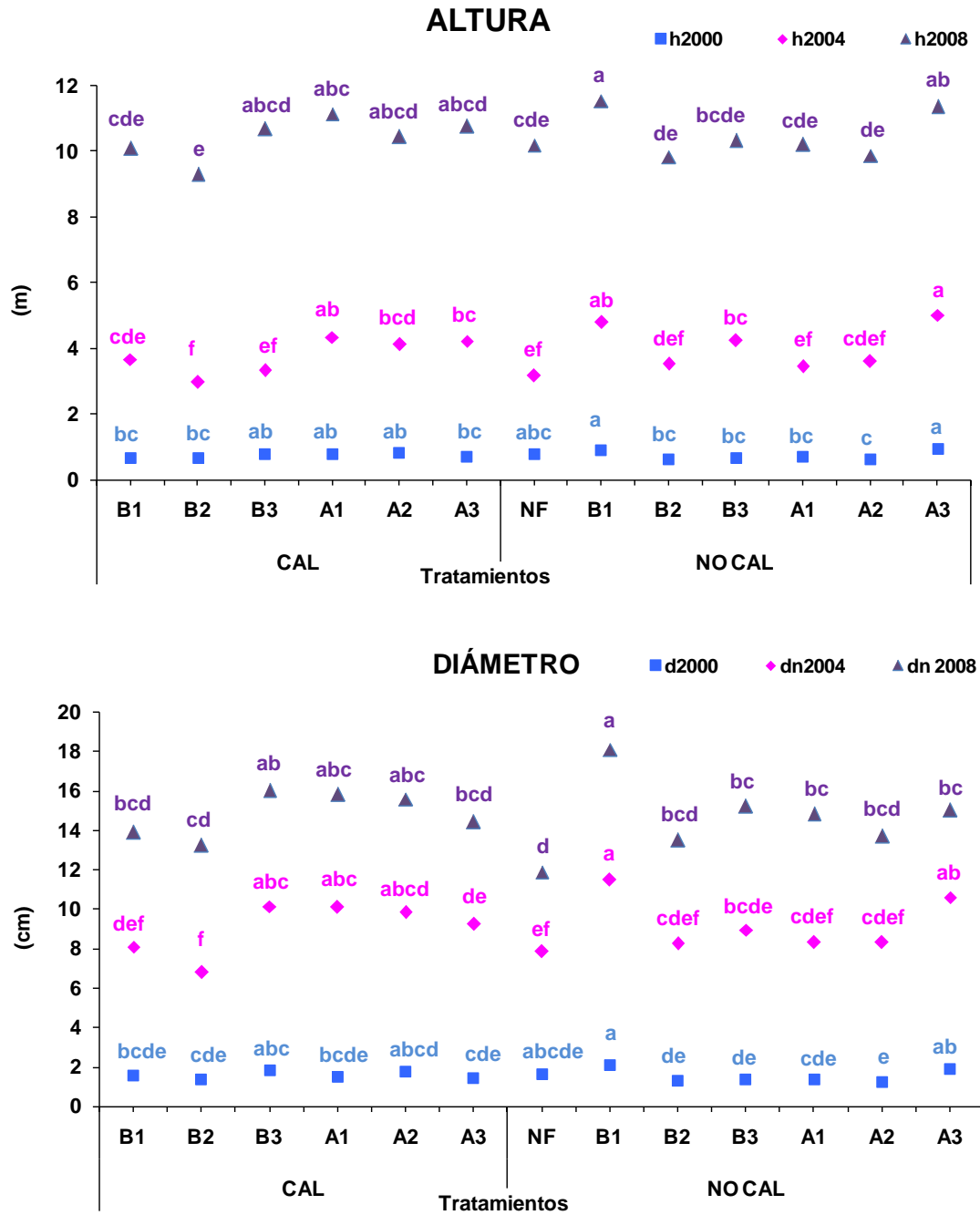


Fig. 27. Altura (m) y diámetro (cm) del arbolado para cada uno de los tratamientos aplicados en los años 2000, 2004 y 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; h2000 : altura en el año 2000; h2004 : altura en el año 2004; h2008: altura en el año 2008; d2000: diámetro basal medido en el año 2000; dn2004: diámetro normal (1,3 m) en el año 2004; dn2008: diámetro normal (1,3 m) en el año 2008. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos

TRATAMIENTOS

CAL													NO CAL						
VARIABLES		B1	B2	B3	A1	A2	A3	NF	B1	B2	B3	A1	A2	A3					
Δh	2000-2004	3,01 bc	2,31 c	2,53 bc	3,56 ab	3,34 c	3,51 ab	2,40 c	3,92 ab	2,90 bc	3,57 ab	2,73 bc	3,00 bc	4,09 a					
	2004-2008	6,44	6,32	7,37	6,80	6,31	6,55	7,03	6,74	6,29	6,11	6,77	6,27	6,36					
	2000-2008	9,45	8,63	9,90	10,36	9,65	10,06	9,43	10,65	9,20	9,68	9,50	9,27	10,44					
Δd	2004-2008	5,81	6,45	5,89	5,70	5,73	5,17	4,02	6,62	5,23	6,26	6,52	5,36	4,42					

Tabla 18. Incremento de las variables altura (Δh) (m) y diámetro (Δd) (cm) de la masa arbolada en cada uno de los tratamientos aplicados en los años 2000, 2004 y 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; Δh : incremento en altura; Δd : incremento en diámetro. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

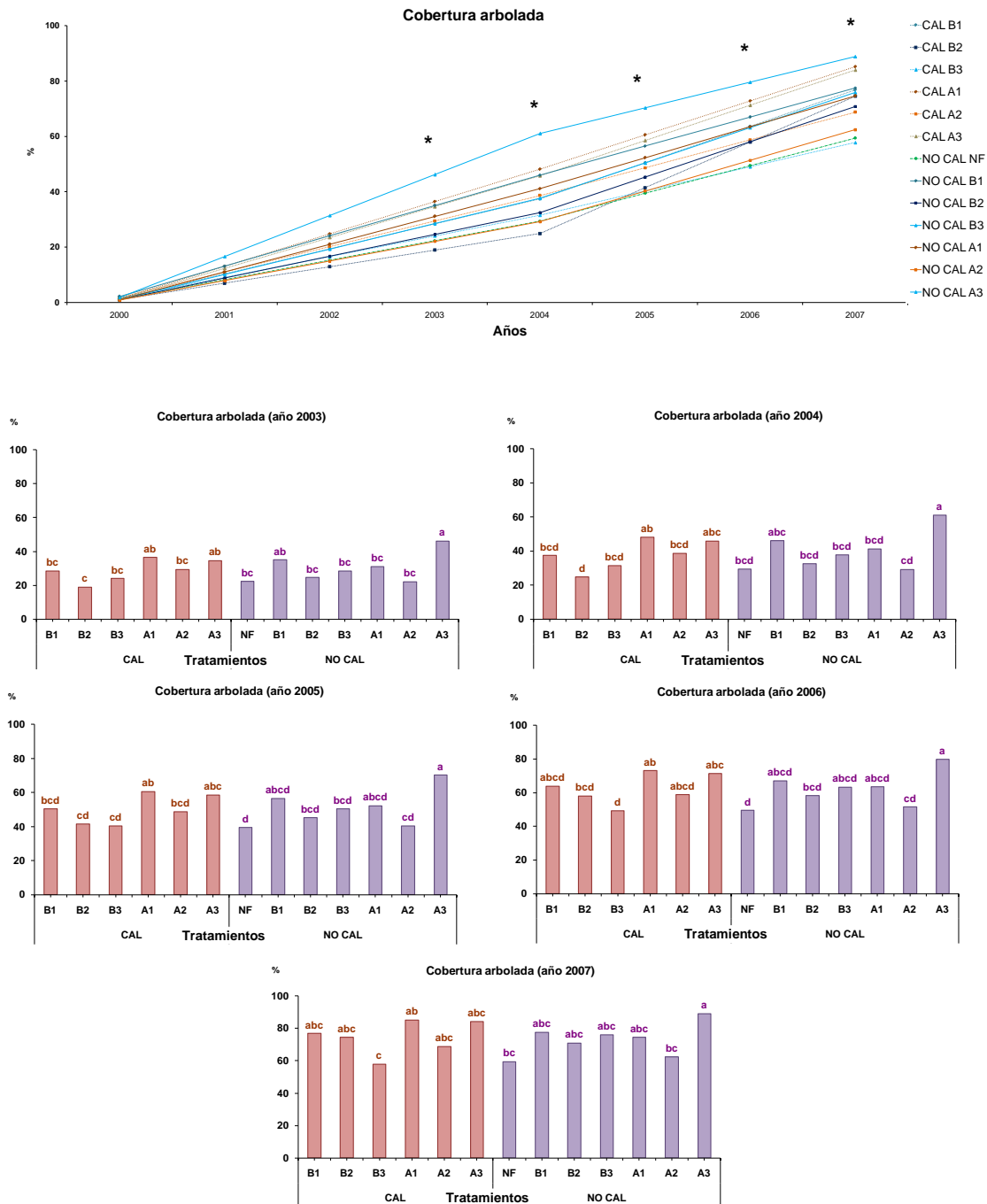


Fig. 28. Cobertura arbolada (%) durante los años 2000, 2004 y 2007 en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril; *: indica diferencias significativas en ese muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La comparación de la altura y del diámetro de los árboles así como de la cobertura arbolada entre la dosis alta de lodo en las parcelas encaladas y el tratamiento control

(NF) muestra diferentes respuestas en función de la fecha en la que se midieron estas variables. Así, inicialmente (año 2000) no hay diferencias significativas entre estos tratamientos, lo que se justifica por la reducida fertilidad en el tratamiento control (NF) y el mejor establecimiento de las especies pratenses de siembra que compitieron de forma importante con el arbolado en las parcelas que recibieron dosis altas de lodo y encalado, como veremos posteriormente. La mejora de las condiciones edáficas reflejadas en el mayor pH (en agua y KCl), mejor CIC, mayor porcentaje de saturación de calcio y menor porcentaje de saturación de aluminio y la segregación del espacio de rizosfera empleado por las raíces del pasto herbáceo y arbustivo y del arbolado a medida que transcurre el tiempo, provocan un aumento del crecimiento que conduce a una recuperación del arbolado en las parcelas encaladas y abonadas con dosis altas de lodo en el año 2004 (observándose un incremento significativo en la altura del arbolado presente en las parcelas que recibieron los tratamientos CAL A1 y CAL A3 con respecto al tratamiento control (NF) durante el periodo de tiempo 2000-2004), mostrando en el año 2004 árboles más altos todas las parcelas encaladas que recibieron dosis altas de lodo en comparación con el tratamiento control (NF). En estudios realizados sobre suelo agrícola también se ha descrito como la presencia de especies sembradas como el raigrás y el dactilo, pertenecientes a la familia de las gramíneas, afectan de forma negativa al crecimiento del arbolado en las primeras etapas, lo que ocurre tanto en suelos plantados con *Pinus radiata* con pH próximos a la neutralidad (Mosquera-Losada *et al.* 2006) como en suelos muy ácidos (Matthews 1989; Zutter y Miller 1998; Wagner *et al.* 1999 y López-Díaz *et al.* 2007) o en terrenos agrícolas repoblados con chopo (Mosquera-Losada *et al.* 2010). El efecto negativo inicial de la competencia entre especies herbáceas de siembra y las especies forestales es mayor con árboles de crecimiento rápido (Fernández-Núñez *et al.* 2010) y en los primeros estadios de crecimiento, cuando el pasto y el arbolado comparten rizosfera (Benavides *et al.* 2009).

La ausencia de respuesta en altura en el año 2008 y del incremento en altura durante el periodo 2004-2008 a los aportes de cal y dosis altas de lodo en comparación con el tratamiento NF se explica por la ralentización del crecimiento en altura que sufren las especies forestales a medida que pasa el tiempo (Rigueiro-Rodríguez y Mosquera-Losada 2007). Por el contrario, el diámetro sí mostró un incremento significativo con respecto al tratamiento NF en el último año de estudio, ya que la respuesta de esta variable a las mejoras edáficas es más tardía.

Por otra parte, el aporte de dosis bajas de lodo en combinación con el encalado no provocó mejoras en la altura en ninguna de las tres mediciones realizadas en comparación con el tratamiento control (NF). Inicialmente, y al igual que sucedía con las dosis altas de lodo aplicadas en parcelas previamente encaladas, el mejor desarrollo de las especies herbáceas de siembra reduce el desarrollo del arbolado, pero a diferencia de lo observado con las dosis altas de lodo, cuando se aplican dosis bajas no se aprecian incrementos en altura tardíos, debido a la reducida dosis de fertilizante orgánico aplicado, que no es suficiente para que el árbol aproveche los nutrientes de forma importante. Únicamente se observa una mejora del desarrollo en diámetro en aquellas parcelas encaladas que recibieron dosis bajas en abril (CAL B3) en comparación con el tratamiento control (NF), cuando se reduce notablemente la posibilidad de que los nutrientes liberados sean aprovechados por el pasto. No obstante, el porcentaje de cobertura en CAL B3 es menor debido a la mayor proporción de marras detectada en este tratamiento (Fig. 26). De hecho, la menor densidad arbolada en el tratamiento CAL B3 pudo permitir el mayor desarrollo del diámetro del árbol como consecuencia de la reducción de la competencia intraespecífica.

La respuesta más tardía de los parámetros edáficos a los aportes exclusivos de lodo en comparación con las parcelas previamente encaladas hace que los efectos sobre la altura y diámetro del arbolado no aparezcan hasta los años 2004 y 2008, en comparación con el tratamiento control (NF), cuando el aporte de dosis bajas de lodo en el mes de febrero (NO CAL B1) ó dosis altas en el mes de abril (NO CAL A3) incrementaron el crecimiento en altura y diámetro del arbolado en comparación con el tratamiento control (NF). Esto podría explicarse por la mayor liberación de nutrientes en estos tratamientos, que presentaron un menor contenido en materia orgánica en suelo en el año 2001 en comparación el tratamiento control (NF). De hecho, en el tratamiento NO CAL B1 se observa una mayor presencia de especies herbáceas (dactilo y agrostis), que probablemente no extrajeron muchos nutrientes por las dosis bajas de nitrógeno aportadas con el lodo, por lo que se vio favorecido el arbolado. Del mismo modo, Omil-Ignacio *et al.* (2005), Rodríguez-Barreira (2007) y López-Díaz *et al.* (2007), en terrenos de monte y Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a) en terrenos agrícolas, observaron como la fertilización con lodo de depuradora urbana incrementaba el crecimiento de pino radiata en las parcelas que recibieron mayores dosis de lodo que las aplicadas en nuestro estudio, en comparación con el tratamiento control (que no recibe fertilización).

Los peores crecimientos del arbolado encontrados en aquellos tratamientos que recibieron cal en comparación con aquellos en los que no se aportó este enmendante, como es el caso del mejor desarrollo forestal encontrado en NO CAL B1 vs CAL B1, NO CAL B3 vs CAL B3 y NO CAL A3 vs CAL A3, quedarían justificados por los mismos motivos argumentados con las comparaciones realizadas con el tratamiento control (NF) y que se refieren fundamentalmente a la mayor competencia inicial entre el pasto y el arbolado en las parcelas encaladas en comparación con las no encaladas.

El incremento de la dosis de lodo dentro de las parcelas encaladas provocó un aumento significativo del crecimiento en altura del arbolado en el año 2004, independientemente de la fecha de aplicación del lodo, pero no en el año 2008 cuando el desarrollo en altura del árbol fue más lento a favor del crecimiento diametral, y si exceptuamos el tratamiento CAL B2 que presentó un menor crecimiento en altura y diámetro en comparación con las dosis altas (CAL A2), probablemente debido al mayor desarrollo de especies arbustivas en las dosis bajas de lodo (como veremos más adelante) que comparten rizosfera en profundidad con el arbolado y pueden disminuir el desarrollo del mismo (Zutter y Miller 1998; Wagner *et al.* 1999), como ya se mencionó al hablar del porcentaje de marras. La mejora inicial del desarrollo en altura del arbolado como consecuencia de los aportes continuos de dosis altas de lodo en las parcelas encaladas, en comparación con los aportes combinados de cal y dosis bajas de lodo de depuradora, puede explicarse porque el arbolado fue capaz de consumir el exceso de nutrientes que no aprovechó el pasto, al desaparecer las especies de siembra a medida que pasaba el tiempo (Dupraz *et al.* 2005; Mosquera-Losada *et al.* 2006). Del mismo modo, Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a), en terreno agrícola repoblado con pino radiata, observaron un efecto positivo del aporte continuado de dosis altas de lodo en las parcelas encaladas sobre el diámetro del arbolado, aportes que incrementaron el contenido de materia orgánica del suelo y mejoraron la capacidad de retención del agua del mismo (Navarro *et al.* 1995) en momentos en los que el desarrollo del pasto se vio limitado por la sequía, pero no el del arbolado (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1997).

Si nos centramos en las parcelas no encaladas, encontramos que hay una clara interacción entre la dosis y la fecha de aporte del lodo. De hecho, en fechas tempranas, el aumento de la dosis de lodo provoca una disminución del crecimiento del arbolado, ya que se produce un incremento notable del desarrollo de especies herbáceas en NO CAL A1 (con valores próximos al 70 %) en comparación con el tratamiento NO CAL B1 (50 %), siendo más probable el lavado de nutrientes tal y como hemos visto a lo

largo del estudio. Los aportes tardíos de lodo liberarán nutrientes que incrementarán el crecimiento del arbolado y el desarrollo inicial de especies arbustivas, que no limitaron con anterioridad el desarrollo del arbolado, al ser más propicia esta fecha para el crecimiento del árbol que para el crecimiento del sotobosque. El aporte de dosis bajas de lodo en abril, en comparación con febrero, provoca un incremento claro y tardío de la proporción de especies arbustivas en el pasto (alrededor del 45 % en NO CAL B3, muy por encima del 25% encontrado en el tratamiento NO CAL B1), las cuales compiten con el arbolado disminuyendo su crecimiento cuando el éste ya está desarrollado y comparten rizosfera.

En resumen, la respuesta de las variables del arbolado evaluadas en este estudio (porcentaje de marras, altura, diámetro y cobertura) a los aportes de cal y lodo dependió de la fase de desarrollo del arbolado y de la relación de competencia que se establece entre el pasto y el arbolado a medida que pasa el tiempo. Así, las mejoras por el aporte de cal y lodo incrementaron el desarrollo de las especies pratenses de siembra, limitando el crecimiento inicial del arbolado, como revela la ausencia de diferencias significativas en altura y diámetro en el año 2001 entre las parcelas encaladas y que reciben lodo y el tratamiento control, cuando la rizosfera es compartida por las raíces del pasto y del arbolado. Posteriormente, en los años 2004 y 2008, la combinación de dosis altas de lodo con cal favorece el crecimiento del arbolado, inicialmente en altura y después en diámetro, lo que no ocurre con las dosis bajas, ya que el aporte de nutrientes es menor, y si exceptuamos el tratamiento CAL B3, en el que el mayor porcentaje de marras pudo favorecer el desarrollo de los árboles. Finalmente, en aquellos tratamientos en los que se detectó una mayor proporción de especies arbustivas se redujo el crecimiento del arbolado, ya que a medida que pasa el tiempo, la separación del espacio radical entre las especies herbáceas y arbóreas favorece el crecimiento del arbolado, pero, por el contrario, la presencia de especies arbustivas lo reduce.

- ***Producción de pinocha***

En este estudio, la producción de pinocha comienza a ser relevante a partir del año 2004, por lo que centraremos el estudio de este componente en los años posteriores a esa fecha.

Los resultados del análisis de varianza muestran una respuesta significativa de la producción de pinocha a los diferentes tratamientos aplicados durante los cuatro años evaluados en este estudio. Así, durante los años 2005 y 2006 se obtuvo una respuesta

significativa de la producción de pinocha (anual y acumulada) a la triple interacción cal*fecha*dosis ($p<0,05$). Asimismo, la producción de pinocha respondió de forma significativa a las diferentes fechas de aplicación del lodo durante los años 2007 ($p<0,01$) y 2008 ($p<0,05$), así como a la interacción cal*dosis ($p<0,01$) y a la dosis de lodo aplicada ($p<0,05$) durante los años 2007 y 2008, respectivamente.

En el año 2005 los valores de producción de pinocha estuvieron comprendidos entre 0,1-0,4 Mg MS ha⁻¹, en el año 2006 entre 0,2-1,3 Mg MS ha⁻¹, en el año 2007 entre 0,02-0,9 Mg MS ha⁻¹ y entre 0,65-4,8 Mg MS ha⁻¹ en el año 2008 (Fig. 29). Estos valores fueron similares a los obtenidos por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en terreno de monte para las mismas edades de la masa de esta conífera. Sin embargo, la producción de pinocha obtenida en nuestro estudio en el tratamiento control (NF) (1,57 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹) cuando la masa de pino presenta diez años de edad (año 2008) es inferior a la obtenida por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2011) (2,5 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹) en terreno agrícola, debido a la mayor densidad de plantación (2500 pies ha⁻¹) que la de nuestro estudio, pero similares a los obtenidos por Fernández-Nuñez *et al.* (2010) en terreno agrícola sin fertilizar repoblado con pino a una densidad inferior (833 pies ha⁻¹) (1,70 Mg MS ha⁻¹ año⁻¹), lo que puede ser consecuencia del mayor crecimiento arbolado en suelo agrícola, debido a la mayor fertilidad edáfica que provoca un cierre de copas más temprano a pesar de que la densidad utilizada (833 pies ha⁻¹) es menor que en nuestro estudio (1667 pies ha⁻¹).

La producción de pinocha está relacionada con el desprendimiento de acículas del árbol, que es consecuencia del aumento de la cobertura arbolada que provoca una disminución de la cantidad de luz que alcanza a las acículas del interior de la masa, disminuyendo su actividad fotosintética, y por tanto, favoreciendo su muerte y posterior desprendimiento. El aumento de la cobertura, cuando la densidad forestal es similar, es mayor en aquellos tratamientos que favorecen el crecimiento del arbolado, en los cuales también será mayor la acumulación de pinocha.

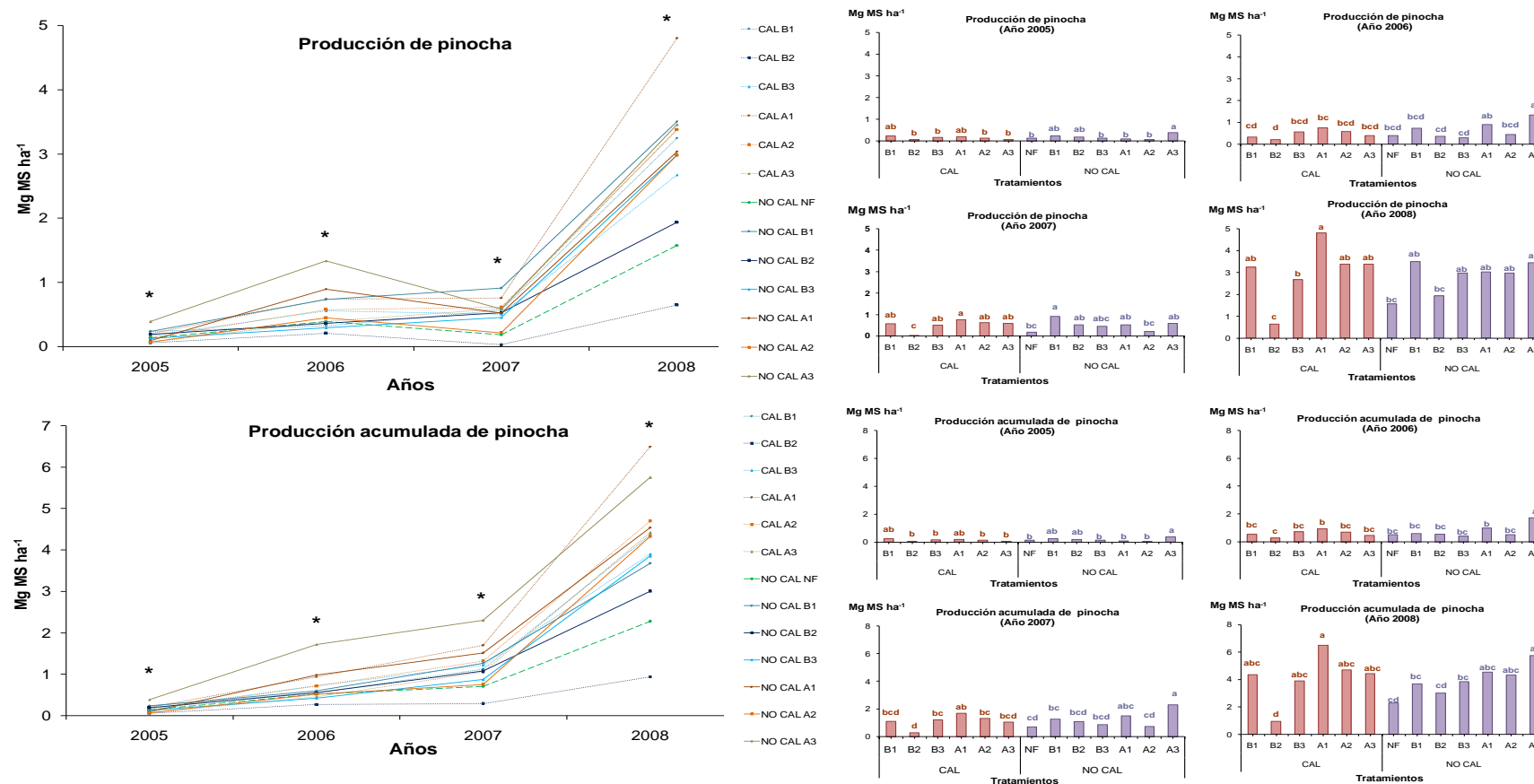


Fig. 29. Producción de pinocha (Mg MS ha^{-1}) y su acumulada (Mg MS ha^{-1}) durante los nueve años que duró esta experiencia en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

El mayor desarrollo del arbolado en el tratamiento NO CAL A3 provocó que desde el año 2005 al año 2007, la pinocha, por año o acumulada, depositada en el suelo de las parcelas que recibieron este tratamiento fuese mayor que la del tratamiento control (NF) (con menor desarrollo del arbolado durante todos los años de estudio), que la de su tratamiento homólogo encalado (CAL A3), que la obtenida en el suelo de las parcelas no encaladas en las que se aplicaron dosis bajas (NO CAL B3) y que la correspondiente a la dosis máxima de lodo aportada de forma temprana (NO CAL A1 y NO CAL A2). El mayor desarrollo del arbolado encontrado en NO CAL B1, en comparación con NF, también justifica las mayores producciones de pinocha en el primero con respecto al segundo en el año 2007. Del mismo modo, las mayores diferencias en crecimiento de los pinos encontradas entre el tratamiento CAL A1 y NF, en comparación con CAL A2 y CAL A3, explica también que la producción de pinocha fuese mayor en CAL A1 que en NF en los dos últimos años de estudio. Por el contrario, el escaso desarrollo del arbolado en el tratamiento CAL B2 explicaría la menor proporción de pinocha encontrada en este tratamiento en comparación con NO CAL B2 en el año 2007 y con CAL B1, CAL B3 y CAL A2 en los años 2007 y 2008. Sin embargo, Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2011) en terreno agrícola, no observaron diferencias significativas en la producción de pinocha entre las parcelas fertilizadas con lodo y el tratamiento testigo (NF), cuando la masa de pino presentaba cinco años de edad, debido a los mayores crecimientos del arbolado de todos los tratamientos evaluados en su estudio como consecuencia de la mayor fertilidad edáfica en suelo agrícola, que provocó una mayor similitud en el proceso temporal de desprendimiento de pinocha.

La producción de pinocha está relacionada con la disminución del pH del suelo (Fernández-Núñez *et al.* 2010) en comparación con la caída anual de las hojas de las frondosas, debido a su composición; sin embargo, este efecto no se puso de manifiesto en nuestro estudio, debido a la elevada acidez de nuestro suelo. La producción de pinocha en masas de *Pinus radiata* D. Don desarrolladas sobre suelos agrícolas provoca también una drástica disminución de las especies del sotobosque, lo que no se muestra de forma tan evidente en nuestro estudio, como veremos más adelante, debido a la existencia de especies arbustivas, las cuales no suelen estar presentes en los suelos agrícolas.

En resumen, durante los cuatro años evaluados en este estudio, de forma general las mayores producciones de pinocha se obtuvieron en las parcelas que presentaron mayores desarrollos de la cubierta arbolada, destacando por este orden NO CAL A3,

CAL A1 y NO CAL B1, mientras que las menores producciones se obtuvieron en el tratamiento control (NF) y en el tratamiento CAL B2 debido al menor crecimiento del arbolado, sobre todo en relación a su cobertura.

4.3. RESULTADOS EN PASTO

4.3.1. PRODUCCIÓN DE FITOMASA AÉREA TOTAL DEL SOTOBOSQUE Y PRODUCCIÓN POTENCIAL DE PASTO

La **producción de fitomasa aérea total del sotobosque** obtenida en las diferentes parcelas de estudio se entiende como la suma de la producción de pasto herbáceo, la de brotes de especies leñosas (procedentes de la corta frecuente a la que se sometieron las parcelas), la de material vegetal senescente o seco, la de musgo y la de pinocha; mientras que por **producción potencial de pasto** se entiende la fitomasa aérea del sotobosque sin tener en cuenta ni el musgo, ni la pinocha, que no serían consumidos por el animal. Debido a que la producción de pinocha y de musgo fue escasa hasta el año 2004, los valores de producción de fitomasa aérea total del sotobosque y de producción potencial de pasto obtenidos durante los cuatro primeros años de estudio coinciden.

El análisis de varianza realizado para analizar el efecto de los diferentes tratamientos aplicados sobre la producción de fitomasa aérea total y su acumulada y sobre la producción potencial anual y acumulada de pasto durante los nueve años que duró esta experiencia nos indica que la producción de fitomasa total y la producción potencial de pasto respondieron de forma significativa a la triple interacción cal*dosis*fecha ($p<0,05$) durante el año 2001 y durante el año 2004 a las diferentes dosis de lodo aplicadas ($p<0,05$). Además, la producción anual de fitomasa aérea total del sotobosque respondió de forma significativa a la dosis de lodo ($p<0,01$) durante el año 2005, a la interacción cal*dosis ($p=8\%$) en el año 2006, a la triple interacción cal*dosis*fecha ($p<0,05$) durante el año 2007 y a la interacción cal*dosis ($p<0,05$) durante el año 2008. Asimismo, se obtuvo una respuesta significativa de la producción potencial de pasto a las diferentes dosis de lodo aplicadas durante los años 2005 ($p<0,001$), 2006 y 2008 ($p<0,05$) y a las distintas fechas de aplicación del mismo (años 2005 y 2006: $p<0,05$; años 2007 y 2008: $p<0,01$). Por último, la producción acumulada de fitomasa total y de pasto potencial obtenidas durante el año 2004 respondieron de forma significativa a la dosis de lodo aplicada ($p<0,05$).

La producción de fitomasa aérea total y la producción potencial de pasto obtenidas (Fig. 30) fueron menores durante el año 2000 (1,79-2,73 Mg MS ha⁻¹) y durante el año 2001 (0,67-1,10 Mg MS ha⁻¹) que durante el año 2002 (3-5 Mg MS ha⁻¹), debido a las peores condiciones meteorológicas registradas durante los primeros años. Los mayores valores de producción de fitomasa aérea total y de producción potencial de pasto se obtuvieron durante los años 2003 (5,8-7,4 Mg MS ha⁻¹) y 2004 (5,8-8,9 Mg MS ha⁻¹) debido a la mejora de estas condiciones meteorológicas (temperaturas más elevadas y mayores precipitaciones en verano) (Mosquera-Losada *et al.* 2011a), mejora que también se ha descrito en otros estudios realizados en la zona en suelos agrícolas (Mosquera-Losada *et al.* 2010a; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010b; Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011) y que permite, además, que se ponga de manifiesto la respuesta de la producción a los tratamientos de fertilización aplicados. A partir del año 2004 la evolución observada, tanto de producción de fitomasa aérea total como de producción potencial de pasto, fue de decrecimiento paulatino hasta el año 2007. Así, el rango obtenido de producción de fitomasa aérea total del sotobosque estuvo comprendido entre 3,2-5,6 Mg MS ha⁻¹ en el año 2005, entre 2,4-4,2 Mg MS ha⁻¹ en el año 2006 y entre 1,2-2,6 Mg MS ha⁻¹ en el año 2007; mientras que la producción potencial de pasto fue de 3,8-5,5 Mg MS ha⁻¹, 1,1-3,7 Mg MS ha⁻¹ y de 0,6-2,2 Mg MS ha⁻¹ en los años 2005, 2006 y 2007, respectivamente. Sin embargo, durante el año 2008 se observa un aumento de los valores de producción de fitomasa total del sotobosque (4,2-6,5 Mg MS ha⁻¹) con respecto a la producción de fitomasa total obtenida en los tres años anteriores, debido, en primer lugar, al aumento de los valores de producción potencial de pasto durante el año 2008 (1,5-3,4 Mg MS ha⁻¹), resultado de la mayor entrada de luz al pasto como consecuencia de la poda efectuada a principios de ese año y en segundo lugar, al incremento de la biomasa de pinocha en las parcelas en las que la entrada de luz era menor y la producción potencial de pasto estaba limitada por el desarrollo del arbolado, tal y como revela la existencia de una relación lineal negativa entre la producción de acículas y la producción potencial de pasto ($R^2=0,85$) y la relación lineal positiva obtenida entre la producción de acículas y la altura del arbolado ($R^2=0,55$) (Fig. 31). López-Díaz (2004) y Rodríguez-Barreira (2007) en experiencias desarrolladas en terrenos de monte también obtuvieron una relación lineal positiva entre la producción de acículas y la altura del arbolado. Las producciones de fitomasa aérea total y de pasto obtenidas durante los años 2000, 2001, 2002, 2005, 2006 y 2007 son bajas si las comparamos con los valores de producción que se obtienen en terrenos agrícolas

abandonados, donde se pueden alcanzar producciones de entre 6 y 12 Mg MS ha⁻¹ (López-Díaz *et al.* 1999a; Mosquera-Losada y González 1999; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1999), debido a la menor fertilidad de nuestro suelo, aunque se encuentran dentro de la producción media obtenida en terrenos de monte (0,5-6 Mg MS ha⁻¹) (Mosquera-Losada *et al.* 2001a).

Para analizar de forma más clara el efecto producido por los diferentes tratamientos aplicados sobre la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y sobre la producción potencial de pasto, en la Fig. 32, se representan los años en los que se obtuvo una respuesta significativa de las diferentes producciones y que se habían indicado previamente en la Fig. 30 mediante un asterisco (*), así como el porcentaje de los diferentes componentes vegetales (%) de la fitomasa aérea total del sotobosque durante los años 2004 y 2008 (Fig. 33) y la producción potencial de pasto durante el año 2008 (Fig. 34).

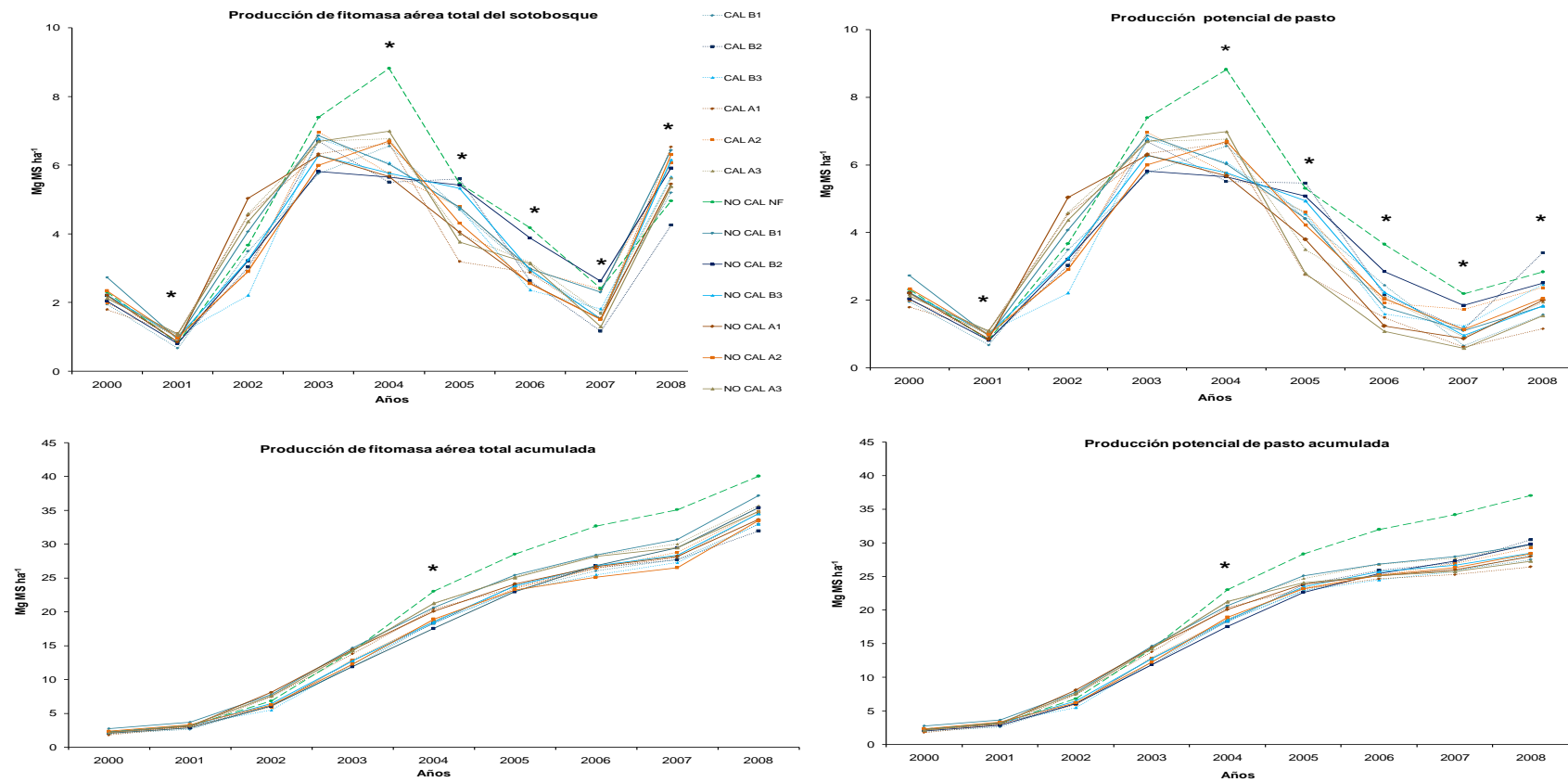


Fig. 30. Producción de fitomasa aérea total y acumulada del sotobosque y producción potencial de pasto y su acumulada (Mg MS ha^{-1}) durante los nueve años que duró esta experiencia en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril;

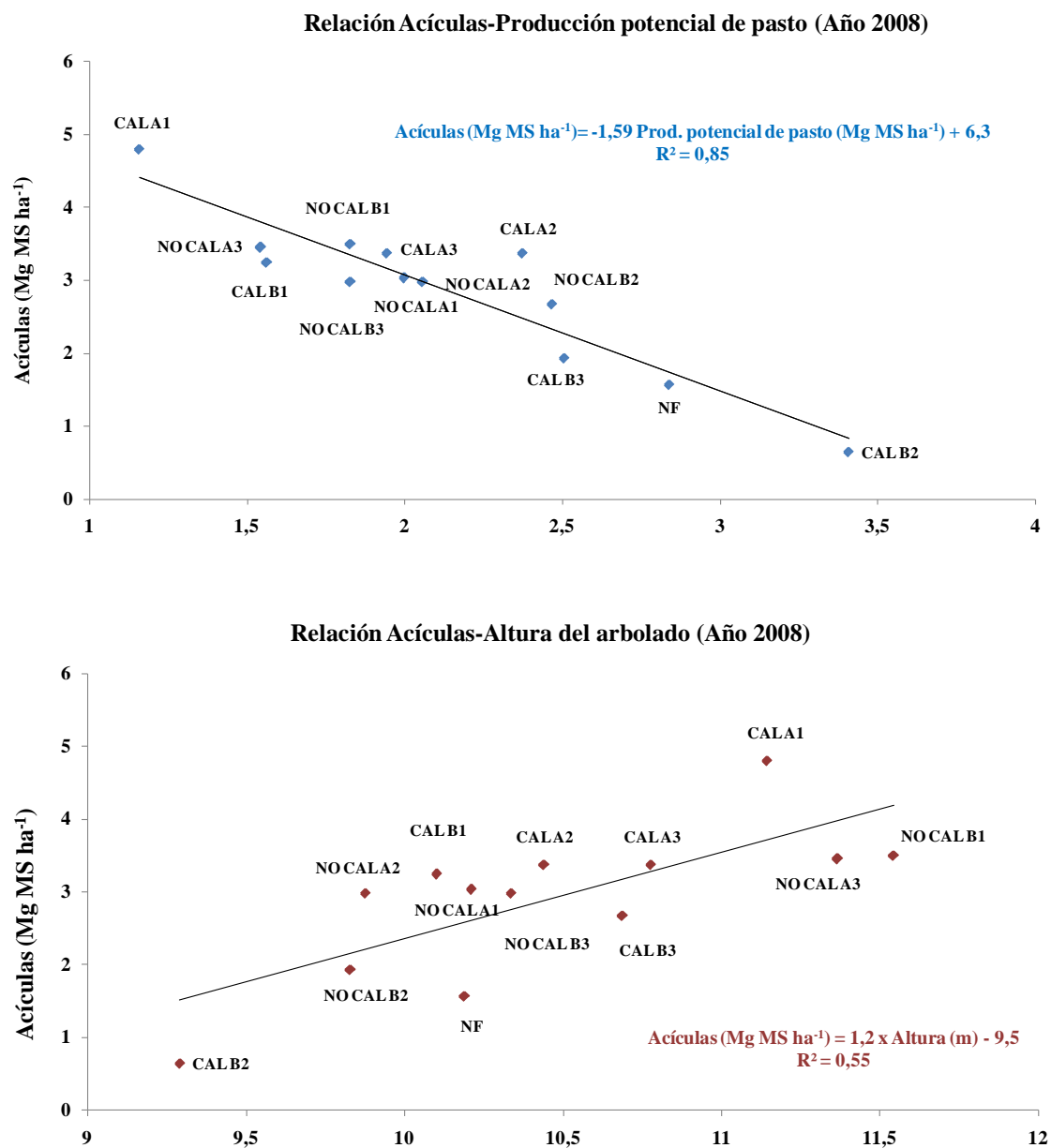
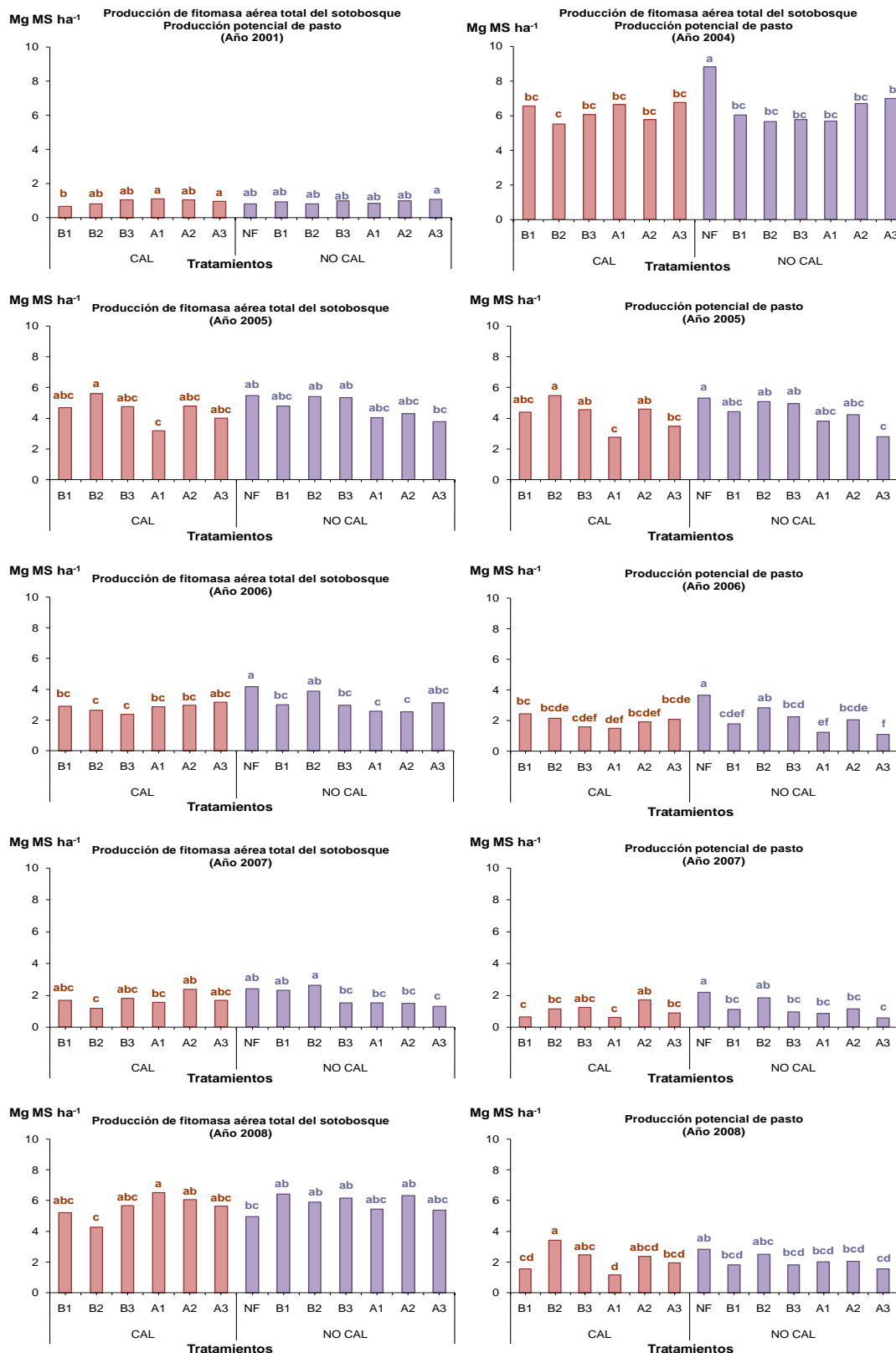


Fig. 31. Relación lineal entre la producción de acículas y la producción potencial de pasto (Mg MS ha^{-1}) y entre la producción de acículas (Mg MS ha^{-1}) y la altura del arbolado (m) en los diferentes tratamientos evaluados después de la realización de la poda (año 2008). Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril.

Resultados y Discusión



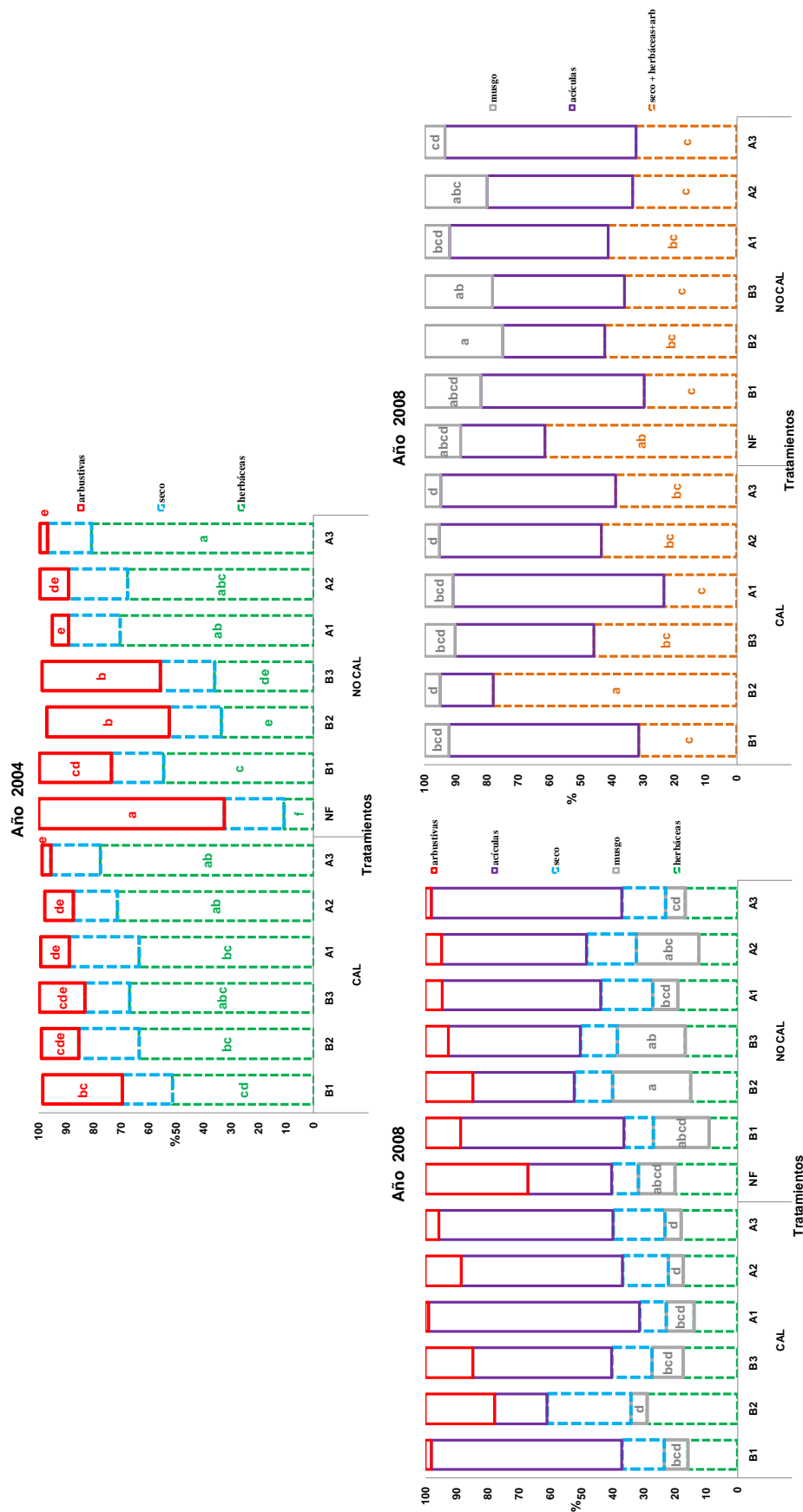


Fig. 33. Porcentaje de los diferentes componentes que constituyen la fitomasa aérea total del sotobosque durante los años 2004 y 2008 en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

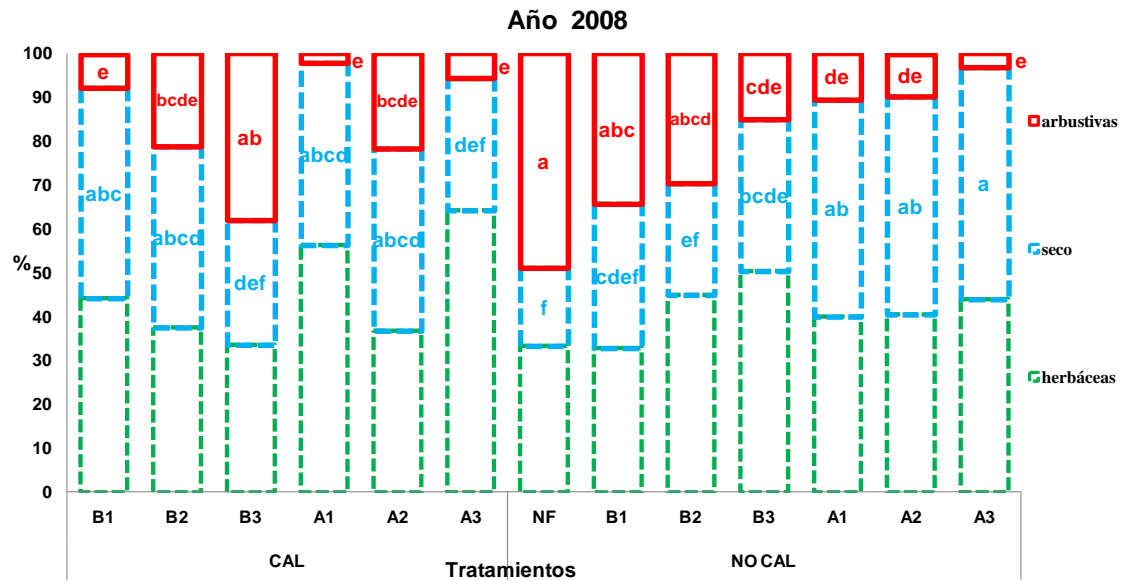


Fig. 34. Porcentaje de los diferentes componentes de la producción potencial de pasto del año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Durante el año 2000, la falta de respuesta significativa de la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y de producción potencial de pasto a los diferentes tratamientos aplicados se justifica por la dificultad de incorporación del lodo al suelo, como consecuencia de las bajas temperaturas (durante los cuatro primeros meses la temperatura media no superó los 8 °C) y escasas precipitaciones (menores de 90 mm durante los tres primeros meses del año) registradas a principios de ese año, limitando la disponibilidad de los nutrientes del suelo y, por tanto, el desarrollo de la fitomasa aérea del sotobosque, así como por el poco tiempo transcurrido desde la aplicación de la cal y del lodo al suelo, lo que limitó su efectividad (López-Mosquera 1995). Del mismo modo, durante los años 2002 y 2003 no se obtuvo una respuesta significativa de la producción debido a las bajas temperaturas registradas durante los primeros meses de esos años (temperatura inferior a 7 °C), y cuando éstas aumentaron, las precipitaciones disminuyeron por debajo del valor de la precipitación media, limitando, por tanto, el crecimiento del pasto y su respuesta a los tratamientos. La ausencia de respuesta a los tratamientos aplicados como consecuencia de las malas condiciones meteorológicas registradas también fue descrita por Ferreiro-Domínguez *et al.* (2011). Por el contrario, Mosquera-Losada *et al.* (2009c), en experiencias realizadas en terrenos de monte, y Mosquera-Losada *et al.* (2010b) y Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a) en terrenos

agrícolas, ambos terrenos repoblados con *Pinus radiata*, obtuvieron un efecto positivo de la aplicación de lodo de depuradora sobre la producción de fitomasa aérea total del sotobosque, debido a las mejores condiciones meteorológicas registradas en la primavera, que favorecieron el crecimiento del pasto y por tanto pusieron de manifiesto las diferencias entre tratamientos.

En nuestro estudio, cuando la masa presenta dos años de edad, se observa un efecto positivo de los aportes tempranos de dosis altas de lodo (CAL A1), en relación a las dosis bajas de lodo aplicadas en la misma fecha (CAL B1), sobre la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y sobre la producción potencial de pasto. En el año 2001, fertilizar de forma tardía con dosis altas de lodo con cal (CAL A3) o sin cal (NO CAL A3) incrementó la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y la producción potencial de pasto en relación a la producción obtenida en las parcelas en las que se fertilizó con dosis bajas de lodo de forma temprana combinadas con cal (CAL B1), quizás por la mayor disponibilidad de nutrientes en los aportes de dosis altas de lodo de forma tardía. Sin embargo, Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a) obtienen un aumento de la producción de fitomasa cuando se fertiliza con dosis altas de lodo de forma temprana en relación a los aportes tardíos, ya que las condiciones para el desarrollo inicial del pasto en su estudio son notablemente mejores que las nuestras por ser un terreno agrícola situado a menor altitud.

Durante el año 2004 se obtiene un efecto negativo del aporte de lodo, independientemente del aporte de cal, sobre la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y sobre la producción potencial del pasto, en comparación con el tratamiento control (NF). Esta respuesta negativa de la producción de fitomasa y del pasto a la fertilización se podría justificar por el hecho de que la proporción de especies arbustivas, próxima al 70 % en el año 2004 en el tratamiento control (NF), fue notablemente superior a la de los tratamientos que recibieron cal o lodo, en los que no superó en ningún caso el 40 %. La presencia de arbustos pudo provocar un uso más eficiente de los recursos por parte del sotobosque en comparación con el estrato herbáceo, tanto de los recursos edáficos, por el mayor volumen de suelo explorado por las raíces de los arbustos en comparación con las herbáceas, como de la luz, por la mayor altura alcanzada por las especies arbustivas en las parcelas sin fertilizar (NF), en las que el desarrollo del arbolado fue menor, y por tanto interceptó una menor cantidad de luz. Por el contrario, López-Díaz *et al.* (2007) en terreno de monte repoblado con *Pinus radiata* describen un efecto positivo de la fertilización con lodo de depuradora

sobre la producción de fitomasa aérea anual, cuando la masa forestal contaba con cinco años de edad, incrementándose las diferencias de producción con el tratamiento control (NF) de forma proporcional a la dosis de lodo aplicada (160 y 480 kg ha⁻¹ de N total año⁻¹), probablemente debido a las mayores dosis de fertilizante aplicadas en dicho estudio, a las mejores condiciones meteorológicas de la primavera y al menor desarrollo del arbolado, que favoreció el desarrollo de las especies herbáceas (Sibbald 1996; Mosquera-Losada *et al.* 2006) del estudio de López-Díaz *et al.* (2007). También es importante destacar que el estudio de López-Díaz *et al.* (2007) se inició cuando la masa de *Pinus radiata* D. Don presentaba cinco años de edad, preparando el terreno mediante un pase de grada y fresa, lo que pudo limitar el desarrollo de especies arbustivas a esta edad, en comparación con nuestro estudio, en el que la preparación del terreno se realizó en el momento de la plantación mediante desbroce y subsolado en las líneas de plantación.

Durante el año 2005, únicamente se observaron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos aplicados y el tratamiento control cuando se combinaron los aportes de cal con dosis altas de lodo aplicadas en febrero (CAL A1), produciendo una disminución de la producción de fitomasa aérea total del sotobosque en comparación con la obtenida en el tratamiento control (NF), probablemente debido a la mayor representación de especies arbustivas en las parcelas sin fertilizar. Además, la mayor cobertura arbolada en las parcelas que recibieron los tratamientos CAL A1, CAL A3 y NO CAL A3 provocó una disminución significativa de la producción potencial de pasto en estos tratamientos, en comparación con la obtenida en el tratamiento control (NF). Asimismo, el mayor crecimiento del arbolado (en altura y en diámetro) en los tratamientos CAL A1, CAL A3 y NO CAL A3 en comparación con el obtenido en el tratamiento CAL B2, justifica las mayores producciones de pasto obtenidas en este último tratamiento.

A partir del año 2006, el efecto de los tratamientos sobre la producción de fitomasa aérea total del sotobosque es combinación de la propia producción potencial de pasto (reducida por el desarrollo del arbolado) y de pinocha (incrementada por el desarrollo del arbolado), coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009c). Así, la producción de fitomasa aérea total del sotobosque en el tratamiento CAL B2 es significativamente inferior a la de la mayoría de los tratamientos, debido a la menor producción de pinocha. Sin embargo, la mayor presencia de arbustos en el tratamiento control (NF) hace que la fitomasa aérea total del sotobosque en este tratamiento sea

elevada en los años 2006 y 2007, a pesar de la escasa producción de pinocha obtenida. Del mismo modo, durante estos dos años la producción potencial de pasto en NF fue significativamente superior a la de los restantes tratamientos. Durante el año 2006 el tratamiento NO CAL B2 no fue significativamente diferente a NF, probablemente debido a la alta presencia de especies arbustivas en ambos tratamientos. Asimismo, durante el año 2007 no se observaron diferencias significativas entre la producción obtenida en NF y la obtenida en los tratamientos CAL B3, CAL A2 y NO CAL B2, probablemente debido a la similitud en el contenido de arbustos.

Finalmente en el año 2008, la mayor producción de fitomasa aérea total del sotobosque como resultado de la aplicación del tratamiento NO CAL B2, en comparación con CAL B2, y de CAL A2 en comparación con CAL B2 persiste, obteniéndose además una mayor producción en el tratamiento CAL A1 en comparación con NF, debido al mayor crecimiento del arbolado de CAL A1, que incrementó la biomasa de pinocha como componente de la fitomasa total del sotobosque. Por el contrario, el tratamiento CAL B2 presentó, de forma general, una producción potencial de pasto significativamente superior al resto de tratamientos aplicados, como consecuencia de la menor biomasa de pinocha, ya que la pinocha limita el desarrollo del pasto.

Hay que tener en cuenta que, en aquellos tratamientos en los que el incremento de la cobertura arbolada ocasiona una acumulación de pinocha en el suelo se incrementa el riesgo de incendios debido a la fácil combustibilidad de la misma, cuando por causa de la sequía se reduce su contenido en humedad. No obstante, es destacable que este riesgo podría reducirse si se produjesen claras que favoreciesen la incorporación de estos residuos al suelo, lo que a su vez mejoraría la producción potencial del pasto. En aquellos tratamientos en los que el desarrollo del arbolado estuvo limitado y la fertilización fue nula o muy reducida, el aumento de la producción de fitomasa aérea total del sotobosque estuvo vinculado a la presencia de arbustos, de mayor calidad pascícola que la pinocha, pero cuyo riesgo de incendios es mayor que el del pasto herbáceo.

En resumen, la respuesta de la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y de la producción potencial de pasto a los diferentes tratamientos aplicados se vio limitada por las inadecuadas condiciones meteorológicas. Cuando éstas mejoraron, la producción de fitomasa aérea total del sotobosque se vio favorecida por el aporte temprano o tardío de lodo. En los últimos años del estudio, la producción de fitomasa

aérea total del sotobosque estuvo fuertemente vinculada a la producción de pinocha, que por otra parte limita el desarrollo de las especies herbáceas, obteniéndose así las mayores producciones potenciales de pasto donde la biomasa de pinocha fue menor (CAL B2 y NF).

4.3.2. PRODUCCIÓN REAL DE PASTO

Se entiende por producción real de pasto la producción potencial de pasto excluyendo la superficie ocupada por las copas del arbolado antes de la poda.

El análisis de varianza realizado nos indica que únicamente se obtiene una respuesta significativa durante los años 2005, 2006, 2007 y 2008. Así, la producción real de pasto respondió de forma significativa a la dosis de lodo aplicada durante los años 2005 ($p<0,05$) y 2006 ($p=8\%$), en el año 2007 a la interacción cal*fecha ($p=6\%$), y en el año 2008 a la fecha de aplicación del lodo ($p<0,01$).

La evolución de la producción real de pasto con el paso del tiempo coincide con la de la producción potencial, ya que los principales factores limitantes del crecimiento del pasto son las condiciones meteorológicas (Peri *et al.* 2007; Mosquera-Losada *et al.* 2011a) y la cobertura arbolada (Peri *et al.* 2007; Rozados-Lorenzo *et al.* 2007). Así, la producción real de pasto (Fig. 35) en el año 2000 ($1,77\text{--}2,70\text{ Mg MS ha}^{-1}$) y en el año 2001 ($0,60\text{--}0,96\text{ Mg MS ha}^{-1}$) fue inferior a la obtenida en el año 2002 ($1,8\text{--}4\text{ Mg MS ha}^{-1}$), debido a las peores condiciones meteorológicas registradas durante los dos primeros años. La mejora de las condiciones meteorológicas incrementó la producción real de pasto durante los años 2003 ($3,6\text{--}5,8\text{ Mg MS ha}^{-1}$) y 2004 ($2,8\text{--}6,3\text{ Mg MS ha}^{-1}$) con respecto a los años anteriores (Mosquera-Losada *et al.* 2011a). Sin embargo, y a diferencia de la producción potencial obtenida en el año 2004, en algunos tratamientos se observa como la producción real de pasto en el año 2004 es inferior a la obtenida en el año 2003, debido a que el incremento de cobertura arbolada comienza a hacerse patente a partir del año 2004. Así, la producción real de pasto fue decreciendo de forma paulatina hasta el año 2007, siendo el intervalo durante el año 2005: $0,8\text{--}3,3\text{ Mg MS ha}^{-1}$; durante el año 2006: $0,2\text{--}2,2\text{ Mg MS ha}^{-1}$ y $0,1\text{--}0,6\text{ Mg MS ha}^{-1}$ en el año 2007. Sin embargo, durante el año 2008 se observa un incremento de la producción real de pasto ($1,2\text{--}3,4\text{ Mg MS ha}^{-1}$) consecuencia de la mayor entrada de luz hacia el sotobosque debido a la poda efectuada a comienzos del año 2008. La producción real de pasto en el año 2008 coincide con la producción potencial de pasto, ya que la cobertura arbolada durante este último año de estudio fue del 100 %.

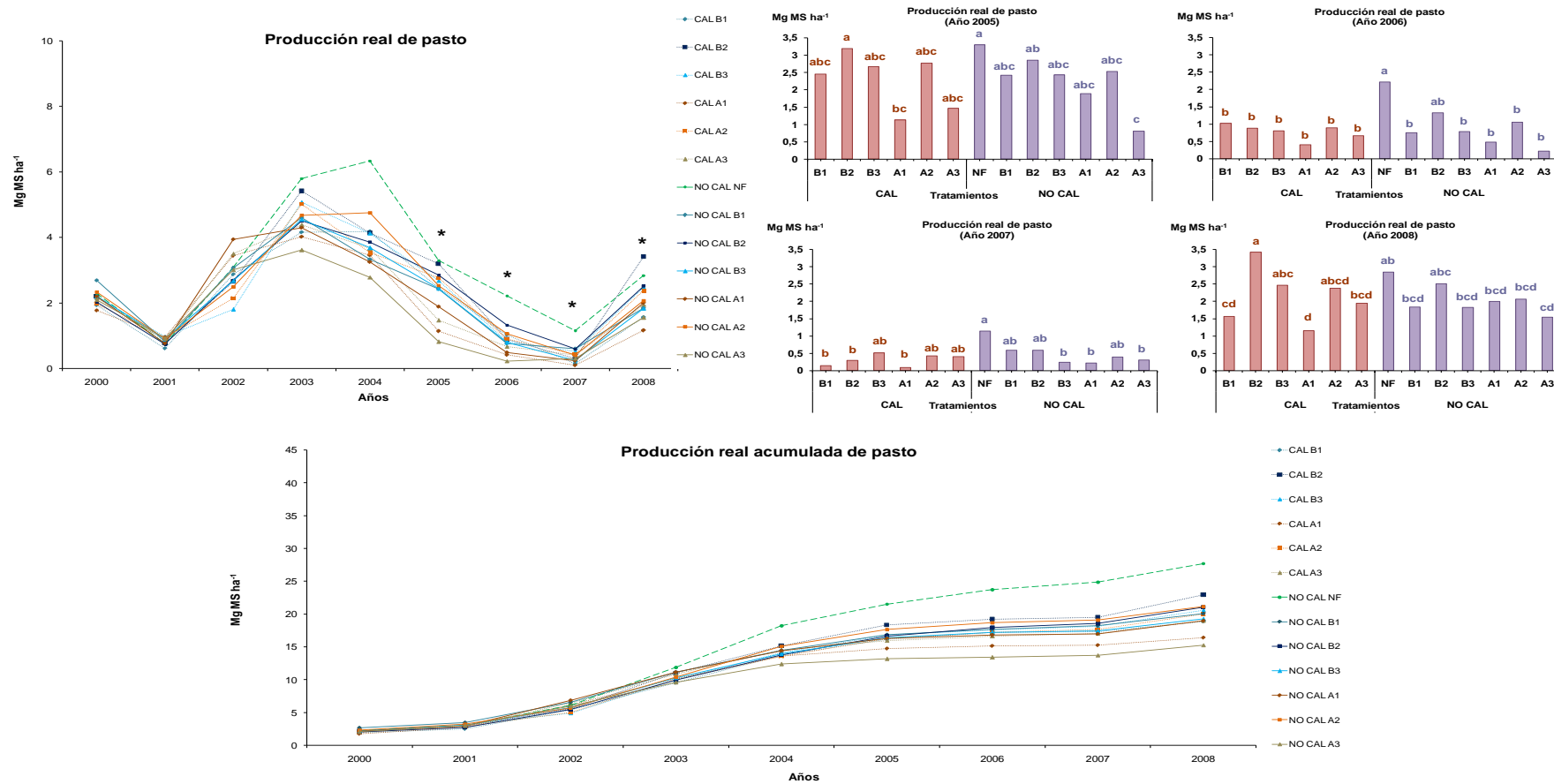


Fig. 35. Producción real de pasto y su acumulada (Mg MS ha⁻¹) durante los nueve años que duró esta experiencia en cada uno de los tratamientos aplicados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril y *: indica diferencias significativas entre tratamientos.

La falta de respuesta significativa de la producción real de pasto a los diferentes tratamientos aplicados durante los años 2000, 2001, 2002 y 2003 se justifica por las desfavorables condiciones meteorológicas registradas durante estos años para el crecimiento del pasto.

La producción real de pasto se encuentra muy influenciada por la superficie ocupada por las copas de los pinos, la cual resta una proporción importante de superficie útil para el pastoreo a medida que los pinos se desarrollan. De hecho, en el año 2004, la producción real de pasto representa prácticamente el 40 % de la fitomasa total aérea del sotobosque o de la producción potencial de pasto. Así, los tratamientos con mejor crecimiento arbolado también mostraron mayores coberturas arboladas, igualando la producción real de pasto en las diferentes parcelas y originando, por tanto, la ausencia de respuesta significativa a los diferentes tratamientos aplicados, ya que estos factores afectan a la disponibilidad de los nutrientes del suelo y a la entrada de radiación incidente hacia el sotobosque.

De forma general, el tratamiento control (NF) presentó durante los años 2005, 2006 y 2007 una producción real de pasto superior al resto de tratamientos aplicados, debido al efecto positivo que tuvo la aplicación de lodo sobre el crecimiento del arbolado durante todo el estudio, que restó superficie pascícola, así como a la elevada representación de especies arbustivas en NF, las cuales ejercen una alta competencia con el arbolado al compartir rizosfera, limitando el desarrollo de la especie forestal, tal y como describen Wagner *et al.* (1999) y Zutter y Miller (1998).

Durante el año 2005, únicamente se observaron diferencias significativas con el tratamiento control (NF) cuando se aplicaron dosis altas de lodo en febrero en las parcelas que habían sido previamente encaladas (CAL A1) y dosis altas en abril en las parcelas no encaladas (NO CAL A3), presentando el tratamiento control (NF) una producción real de pasto significativamente superior, debido a la menor cobertura arbolada. Del mismo modo, la menor cobertura arbolada en CAL B2, en comparación con la de CAL A1 y NO CAL A3, justifica la mayor producción real de pasto en CAL B2. El efecto negativo de la cobertura arbolada sobre la producción de real de pasto también fue descrito por Peri *et al.* (2007) y Rozados-Lorenzo *et al.* (2007).

La influencia negativa de la cobertura arbolada sobre la producción de pasto (potencial y real) queda reflejada en la Fig. 36, en la que se representa la relación

exponencial entre la producción potencial de pasto y la cobertura arbolada ($R^2=0,78$) y entre la producción real de pasto y la cobertura arbolada ($R^2=0,85$).

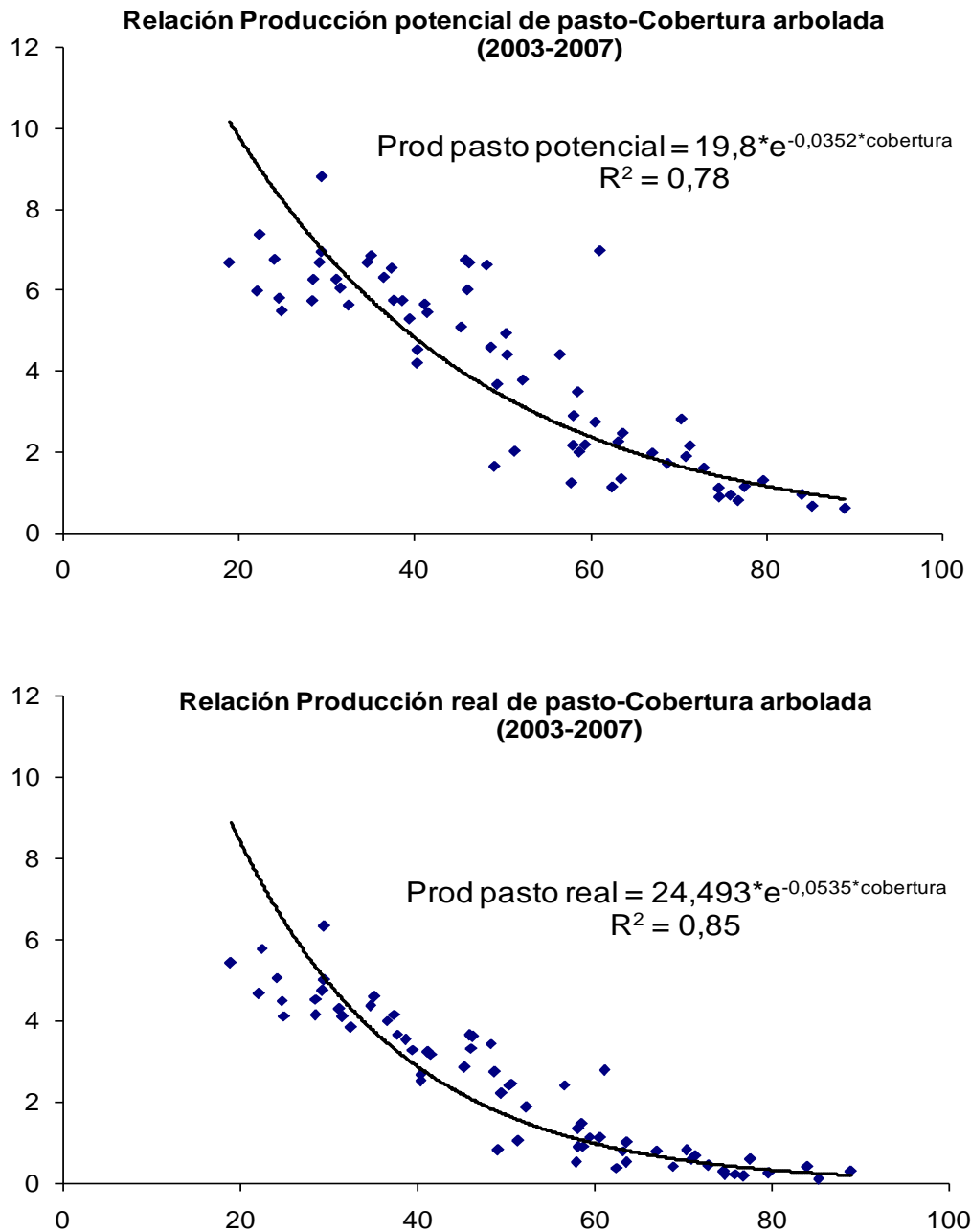


Fig. 36. Relación entre la cobertura arbolada (%) y la producción potencial y real de pasto (Mg MS ha^{-1}) durante el periodo 2003-2007.

Durante el año 2006, la producción real de pasto en el tratamiento control (NF) fue significativamente superior al resto de tratamientos, excepto en el tratamiento NO CAL B2, debido a la alta representación de especies arbustivas en este tratamiento.

Durante el año 2007, las mayores producciones potenciales obtenidas en NF justifican la mayor producción real obtenida en NF, en comparación con la producción real de los tratamientos CAL B1, CAL B2, CAL A1, NO CAL B3, NO CAL A1, NO CAL A3.

En resumen, en los primeros años de estudio no se obtuvo una respuesta significativa de la producción real de pasto a los diferentes tratamientos aplicados debido a las desfavorables condiciones meteorológicas para el crecimiento del pasto. A partir del año 2004, es la mayor o menor cobertura del arbolado la que condiciona la producción real de pasto en los diferentes tratamientos aplicados, siendo el tratamiento control el que presenta, de forma general, la mayor producción real de pasto a lo largo de los años evaluados, debido a la menor cobertura arbolada así como al mayor porcentaje de especies arbustivas en este tratamiento.

4.3.3. MUSGO, MATERIAL SENESCENTE Y COMPOSICIÓN BOTÁNICA

En este apartado se analizará la proporción de musgo, de material senescente y la composición botánica del pasto durante los cortes realizados en la primavera y otoño de los años 2000, 2004 y 2008.

Debemos decir que, de todas las especies presentes en las separaciones botánicas realizadas en los distintos cortes, se han elegido sólo aquellas que tuvieron una mayor presencia, por presentar una mayor importancia desde un punto de vista forrajero. De este modo, nos centraremos en las **especies sembradas al inicio del ensayo** (*Dactylis glomerata* L., *Lolium perenne* L. y *Trifolium repens* L.); las **especies espontáneas más abundantes: herbáceas** (*Agrostis* spp, *Holcus* spp, *Pseudarrhenatherum longifolium* (Thore) Rouy y *Taraxacum officinale* Weber); y las **arbustivas** (*Calluna vulgaris* L. (Hull); *Erica* spp., *Rubus* sp. y *Ulex gallii* Planch), así como la proporción de **musgo y material senescente** durante los dos últimos años, cuando la importancia de estos componentes es mayor.

En los nueve cortes realizados, la especie sembrada *Dactylis glomerata* L. fue la más abundante. Asimismo, destacan las especies arbustivas *Calluna vulgaris* L. (Hull), *Ulex gallii* Planch, *Rubus* sp. y *Erica* spp., todas ellas frecuentes en los sotobosques naturales de los montes gallegos (López-Díaz *et al.* 1999b), cuyas proporciones en nuestra experiencia van decreciendo con el paso del tiempo, debido a que el método de aprovechamiento empleado, la siega, favorece el desarrollo de las especies herbáceas (Mosquera-Losada *et al.* 2001).

Tanto en el muestreo realizado en otoño del año 2004 como en el realizado en el año 2008 se observa una elevada proporción de material senescente, hecho que se puede explicar por las bajas temperaturas (heladas) que se registraron en esas épocas y que limitaron el desarrollo de las especies herbáceas (Silva-Pando *et al.* 2002b) además de ralentizar la incorporación al suelo del material vegetal envejecido (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010a).

4.3.3.1 Musgo y Material senescente

El resultado del análisis de varianza efectuado nos indica que la proporción de musgo en el pasto se vio afectada de forma significativa por la aplicación de enmiendas calizas ($p < 0,05$), en la primavera del año 2008, y por la interacción cal*dosis ($p < 0,01$) en el corte de otoño. Sin embargo, únicamente se obtuvo una respuesta significativa de la proporción de material senescente a la triple interacción cal*dosis*fecha ($p < 0,05$) en el corte realizado en otoño del año 2008, no siendo significativa la respuesta encontrada en primavera. Durante el año 2004, no se encontró un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre la proporción de material senescente. No se realizó el análisis de varianza de los diferentes tratamientos aplicados en este estudio sobre las proporciones de musgo y material senescente durante el año 2000, ni sobre la proporción de musgo en el año 2004, debido a la escasa presencia de esos componentes. En este estudio se observa como la abundancia de musgo en el pasto se incrementa con el paso del tiempo, lo que puede deberse a la mayor humedad presente en el suelo en el año 2008, en relación a la del año 2004, consecuencia de la mayor cobertura arbolada y la mayor biomasa de pinocha durante el año 2008, obteniéndose un porcentaje de musgo en la primavera del año 2008 comprendido entre el 2,6 y el 13,64% y entre el 6,99 y el 26,90 % en otoño de ese mismo año. Por el contrario, la proporción de material senescente fue mayor en el año 2004 que en el año 2008, debido a la mayor producción real de pasto obtenida en el año 2004, como consecuencia de la menor cobertura arbolada. Así, durante la primavera del año 2004, el porcentaje de material senescente estuvo comprendido entre el 12 y el 21,9 %, disminuyendo al intervalo 4,23-19,75 % en la primavera del año 2008. Asimismo, en el muestreo realizado en otoño el porcentaje de material senescente pasó del 23,9-37,6 % en el año 2004 al 7,03-33,88 % en el año 2008 (Fig. 37).

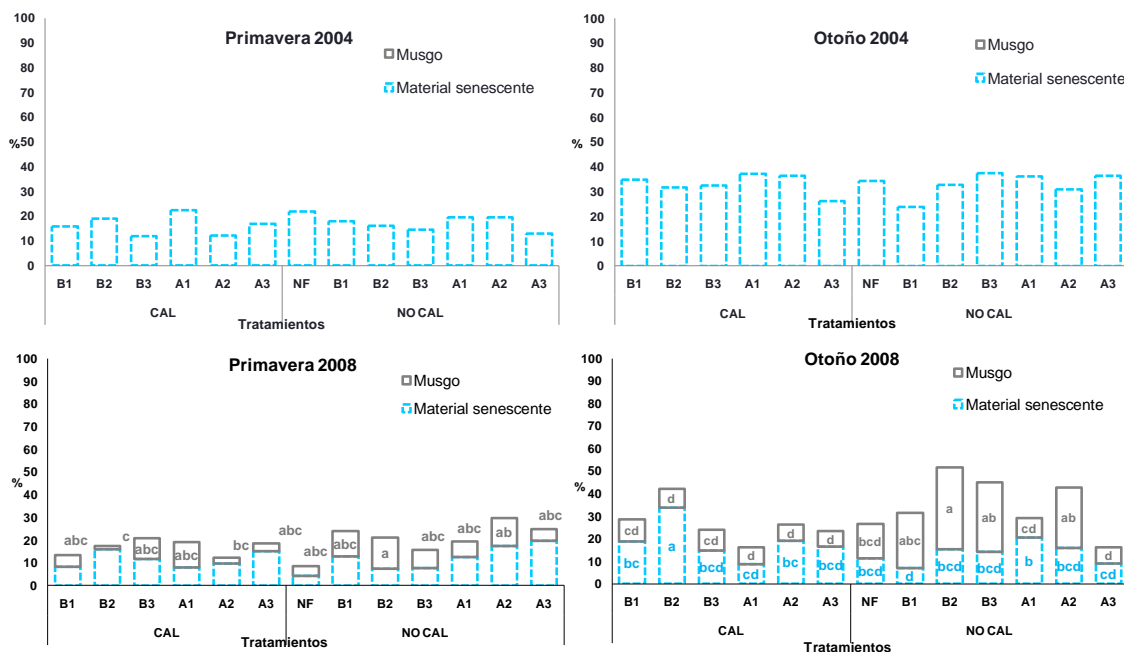


Fig. 37. Proporción de musgo y material senescente en cada uno de los cortes realizados, durante los dos años representados (2004 y 2008), para cada uno de los tratamientos aplicados; donde: NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En el año 2004 no se observa una respuesta significativa del porcentaje de musgo ni de material senescente a los diferentes tratamientos aplicados, debido probablemente a que la respuesta a los tratamientos estuvo vinculada a la de fitomasa total del sotobosque, en la que la producción potencial de pasto fue más destacable.

Durante la primavera del año 2008 únicamente se encontró un efecto negativo de los aportes de cal sobre la proporción de musgo, presentando las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas de lodo en marzo (NO CAL B2) porcentajes de musgo significativamente superiores a los obtenidos en las parcelas en las que se combinaron tanto dosis bajas como altas de lodo en la misma fecha de aplicación del residuo con enmiendas calizas (CAL B2 y CAL A2, respectivamente). Asimismo, durante el muestreo realizado en otoño del año 2008, nuevamente las parcelas no encaladas en donde se aplicaron dosis bajas de lodo en marzo (NO CAL B2) son las que presentan los mayores porcentajes de musgo, siendo éstos significativamente superiores a los obtenidos en todas las parcelas que recibieron aportes conjuntos de cal y lodo de depuradora urbana y a los porcentajes de musgo obtenidos en las parcelas sin encalar

que recibieron dosis altas de lodo en febrero y en abril (NO CAL A1 y NO CAL A3, respectivamente) y a los obtenidos en el tratamiento control (NF). El tratamiento NO CAL B2 presentó unos niveles de materia orgánica y de capacidad de intercambio catiónico inferior a los detectados en CAL B2. Además, en el año 2004, la presencia de arbustos en las parcelas encaladas fue superior a la de las parcelas no encaladas cuando se aplicaron dosis bajas de lodo en el mes de marzo (CAL B2 y NO CAL B2, respectivamente). La mayor presencia de arbustos probablemente redujo el desarrollo radical del arbolado y del pasto, lo que pudo favorecer la compactación del suelo y el mayor desarrollo del musgo.

Por el contrario, en el muestreo realizado en otoño del año 2008, la proporción de material senescente aumenta de forma significativa en las parcelas en las que se combinó la cal con dosis bajas de lodo aplicadas en marzo (CAL B2), en relación al resto de tratamientos aplicados y al tratamiento control (NF), probablemente debido al menor crecimiento del arbolado observado en CAL B2, debido a la competencia ejercida por las especies arbustivas, lo que permitió un mayor crecimiento del pasto y por lo tanto una mayor proporción de material senescente. Sin embargo, Mosquera-Losada *et al.* (2009c), en terreno de monte con una plantación de pino de diez años de edad, describen un mayor porcentaje de material senescente en el tratamiento testigo (NF) que en las parcelas fertilizadas con lodo, con independencia de que se hubiese aplicado o no previamente cal al suelo, ya que en su estudio las coberturas arbóreas fueron inferiores a las nuestras y en el tratamiento control (NF) el desarrollo de especies arbustivas fue significativamente más alto. En cuanto al efecto producido por las diferentes dosis de lodo aplicadas sobre la proporción de material senescente, se encontró que en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas en febrero (NO CAL B1) los niveles de material senescente fueron significativamente inferiores a los obtenidos en las parcelas no encaladas que recibieron en esa misma fecha dosis altas de lodo (NO CAL A1), probablemente debido al mayor crecimiento del arbolado en NO CAL B1, que limitó el crecimiento del pasto. Por el contrario, Mosquera-Losada *et al.* (2009c), en terreno de monte con plantación de pinos de nueve años de edad, observaron como las parcelas que recibieron dosis altas de lodo (480 kg ha^{-1} de N total) presentaban porcentajes de material senescente significativamente inferiores a las parcelas que recibieron dosis bajas y medias (160 y 320 kg ha^{-1} de N total, respectivamente), probablemente debido a la dificultad de incorporación del lodo en el suelo, a causa de la sombra generada por el arbolado, lo que limitó el crecimiento del

pasto y por lo tanto la formación de material senescente, al igual que sucedía en nuestro estudio con las dosis bajas de lodo.

Por último, y haciendo referencia a la influencia de las diferentes fechas de aplicación del residuo orgánico sobre la proporción de material senescente en el muestreo realizado en otoño del año 2008, señalaremos que en las parcelas encaladas parece que fertilizar con dosis bajas en marzo (CAL B2) produce un incremento significativo del porcentaje de material senescente en relación al porcentaje obtenido cuando se fertiliza con esa misma dosis en febrero o en abril (CAL B1 y CAL B3, respectivamente), probablemente debido al mayor porcentaje de dactilo obtenido en el tratamiento CAL B2, mientras que con dosis altas no se obtienen diferencias significativas producidas por las diferentes fechas. Por el contrario, en las parcelas no encaladas, fertilizar con dosis altas de forma temprana (NO CAL A1) incrementa de forma significativa el porcentaje de material senescente en comparación con el porcentaje obtenido cuando se retrasa la fertilización (NO CAL A3), no obteniéndose diferencias significativas originadas por las diferentes fechas cuando la dosis de lodo aplicada es baja, lo que se justifica porque el menor desarrollo del arbolado favorece el crecimiento del pasto herbáceo y por tanto la aparición de material senescente.

En resumen, únicamente se obtiene una respuesta significativa de los diferentes tratamientos aplicados sobre la proporción de musgo y material senescente durante el año 2008, cuando la aplicación de enmiendas calizas parece disminuir el porcentaje de musgo en los dos cortes realizados, ya que este tratamiento mejora la estructura del suelo, reduciendo la compactación del mismo, mientras que la proporción de material senescente parece ser superior en las parcelas que reciben estos aportes, sobre todo cuando se combinan con dosis bajas de lodo en marzo (CAL B2), debido al mayor porcentaje de dactilo observado en este tratamiento. Además, las parcelas que reciben dosis bajas de lodo aplicadas en la misma fecha pero sin combinar con cal (NO CAL B2) presentan los mayores porcentajes de musgo. Por último, parece que fertilizar con dosis altas de forma temprana en las parcelas no encaladas (NO CAL A1) favorece la presencia de material senescente, mientras que dentro de las parcelas encaladas, son las dosis bajas de lodo aplicadas en marzo (CAL B2) las que favorecen la presencia de material senescente.

4.3.3.2. Composición botánica

4.3.3.2.1 Especies sembradas

El resultado del análisis de varianza realizado muestra una respuesta significativa de la proporción de especies sembradas a los aportes de enmiendas calizas en los cortes de primavera y de otoño del año 2000 ($p<0,05$ y $p<0,01$, respectivamente); en el año 2004 a la interacción cal*dosis de lodo ($p<0,05$ y $p<0,01$, respectivamente) en ambos cortes. Además, en el muestreo llevado a cabo en otoño del 2004 también se observa un efecto significativo de la fecha de aplicación del lodo ($p<0,05$). Por último, en el año 2008, tanto en el muestreo realizado en primavera como el de otoño, la proporción de especies sembradas únicamente se vio afectada por la aplicación de enmiendas calizas ($p<0,05$ y $p<0,01$, respectivamente).

La proporción de especies de siembra fue mayor 5 años después de iniciado el ensayo (año 2004) que al principio del mismo, siendo el dactilo la especie que mejor se instaló y más perduró en el tiempo (Fig. 38), probablemente debido a su carácter frugal, ya que soporta mejor la sombra y la sequía que las otras dos especies de siembra (Mosquera-Losada *et al.* 2002a), lo que la hace muy adecuada para su utilización en sistemas silvopastorales como parte de la mezcla de siembra de especies pratenses (Mosquera-Losada *et al.* 2001). Por el contrario, la presencia de trébol blanco y raigrás inglés (especies sembradas junto al dactilo) fue prácticamente nula después del primer año, lo que puede estar en relación con su mayor exigencia en nutrientes y su menor tolerancia a la acidez del suelo (Williams *et al.* 1987; López-Díaz *et al.* 1999b) y a las condiciones de sombra (Snaydon y Baines 1981; Balocchi y Philips 1997), mostrando ambas especies una presencia muy escasa en los muestreos realizados en los años 2004 y 2008. Del mismo modo que sucede en nuestra experiencia, también se han obtenido muy buenas respuestas del dactilo en estudios realizados en terrenos agrícolas abandonados (Mosquera-Losada *et al.* 2002b; Mosquera-Losada *et al.* 2006), así como en terrenos de monte, repoblados en ambos casos con *Pinus radiata* D. Don (Mosquera-Losada *et al.* 2001), por la ya mencionada buena adaptación de esta especie a la sombra. Sin embargo, Ferreiro-Domínguez *et al.* (2011), en terreno agrícola repoblado con *Quercus rubra* L. de un año de edad, observaron como el dactilo desaparecía después del primer año de establecimiento del sistema silvopastoral debido a la elevada sequía registrada desde el comienzo de la experiencia y al pastoreo de las ovejas, que favorecen a otras especies herbáceas como el agrostis.

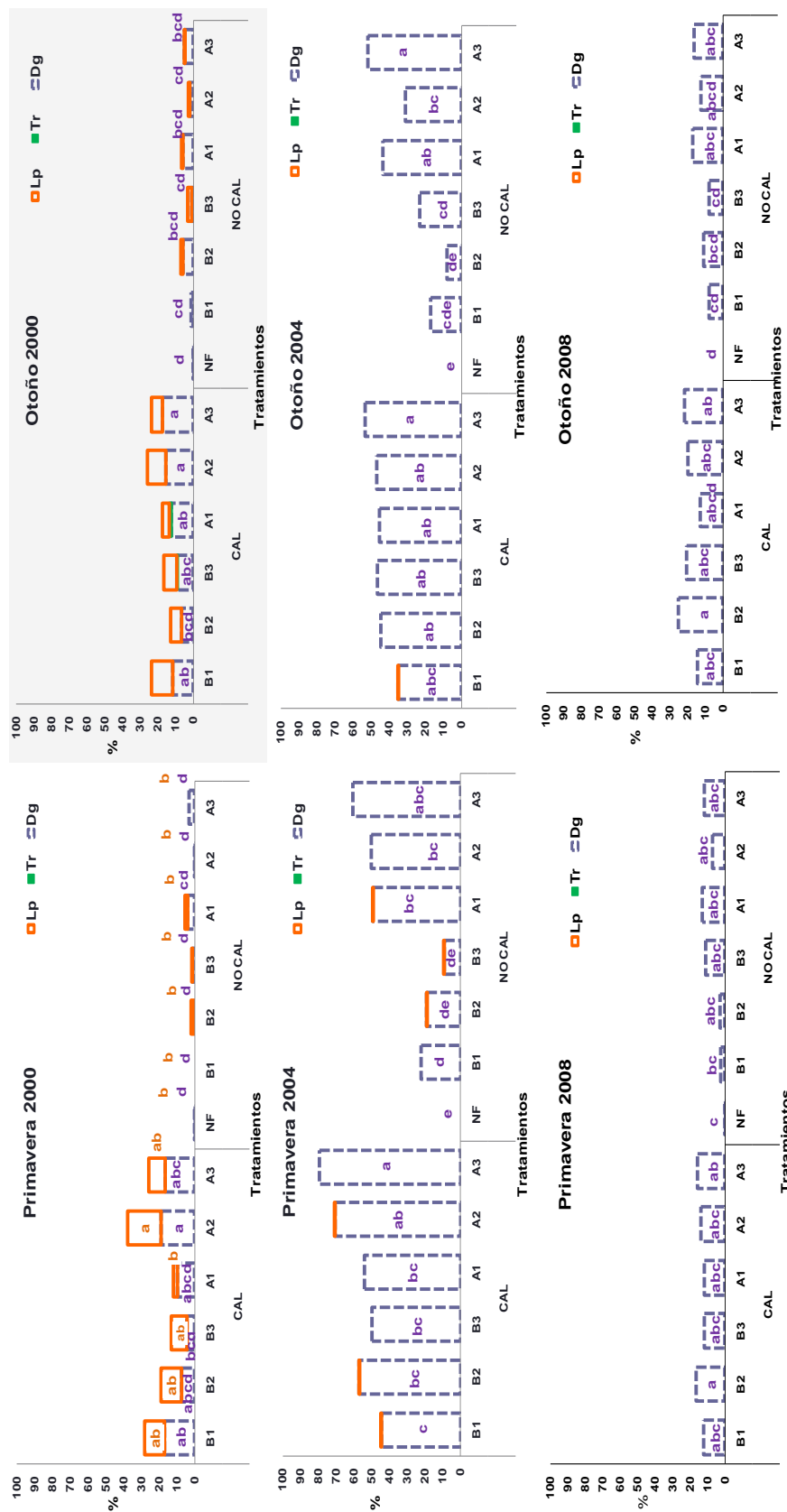


Fig. 38. Proporción de especies sembradas en cada uno de los cortes realizados durante los años 2000, 2004 y 2008 para cada uno de los tratamientos aplicados; donde Lp: *Lolium perenne* L., Tr: *Trifolium repens* L.; Dg: *Dactylis glomerata* L.; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Las diferentes letras en columnas indican diferencias significativas de las especies

Si nos centramos en la respuesta de las diferentes especies sembradas a los tratamientos aplicados, observamos como éstas, en general, se establecen mejor en las parcelas en las que se había aplicado previamente cal al suelo, ya que con este tratamiento se mejora la fertilidad edáfica (mejor pH, CIC, porcentaje de saturación de calcio) y por tanto la productividad y la calidad del pasto (Hopkins *et al.* 1994; Mosquera-Losada *et al.* 1999a; Mosquera-Losada *et al.* 2001; Mosquera-Losada *et al.* 2001c; Rodríguez-Barreira 2007; Mosquera-Losada *et al.* 2009c). En concreto, se encontró que la cal mejoraba la proporción de dactilo en los muestreos realizados en primavera y en otoño del año 2000 (cal: $p < 0,001$ y $p < 0,05$, respectivamente) cuando se aplicaron dosis bajas de lodo en febrero (CAL B1) así como dosis altas de lodo en marzo y en abril (CAL A2 y CAL A3, respectivamente), en comparación con la proporción de dactilo encontrada en las parcelas no encaladas.

Del mismo modo, durante los muestreos realizados en la primavera y en otoño del año 2004, la aplicación de enmiendas calizas incrementó de forma significativa la proporción de dactilo en comparación con las parcelas no encaladas. Asimismo, en los muestreos realizados en primavera y en otoño, las proporciones de dactilo fueron significativamente superiores en el tratamiento en el que se combinaron las enmiendas calizas con dosis altas de lodo aplicadas en abril (CAL A3) que en el tratamiento en el que se aplicaron dosis bajas de lodo (con independencia de los aportes previos de cal), debido al incremento de pH producido por esta enmienda así como al aumento de fertilidad como consecuencia de los aportes continuos de dosis altas de lodo (Mosquera-Losada *et al.* 2011a), coincidiendo con la respuesta encontrada por Mosquera-Losada *et al.* (2002c) y Rodríguez-Barreira (2007) en ensayos desarrollados sobre suelos ácidos. En los muestreos llevados a cabo durante el año 2008 se observa un efecto positivo y significativo de la cal y el lodo sobre la proporción de dactilo en las parcelas en las que se combina la cal con dosis bajas de lodo aplicadas en marzo (CAL B2), en relación a las obtenidas en el muestreo realizado en primavera en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas en febrero (NO CAL B1) y a las obtenidas en otoño en las parcelas no encaladas que recibieron esa misma dosis de lodo en las diferentes fechas de aplicación del residuo. Este aumento significativo de dactilo en el tratamiento CAL B2 puede explicarse por la menor producción de acícula y la mayor entrada de luz al pasto, consecuencia del menor crecimiento arbolado observado en CAL B2, que permiten que el dactilo se desarrolle mejor (Mosquera-Losada *et al.* 2006; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2011). El efecto positivo de los aportes de cal y de lodo sobre el porcentaje de dactilo

también fue descrito por López-Díaz *et al.* (2001) y Mosquera-Losada *et al.* (2001b). Asimismo, López-Díaz *et al.* (2009) en una experiencia desarrollada en terreno agrícola repoblado con pino radiata en la que se fertilizaba con lodo de depuradora pero no se aplicaba cal al suelo, obtuvieron una respuesta positiva del dactilo a los aportes de lodo cuando la masa arbolada presentaba seis años de edad.

En cuanto a la proporción de raigrás, también se vio significativamente incrementada por la cal ($p < 0,01$) en la primavera del año 2000, principalmente cuando se retrasó la fecha de aplicación de dosis altas de fertilización orgánica (A2), en comparación con las parcelas no encaladas. Este aumento significativo puede deberse a la disminución del porcentaje de saturación de aluminio en el suelo producido por los aportes de cal, ya que esta especie no tolera concentraciones de aluminio en suelo superiores al 55 % (Edmeades *et al.* 1991). Sin embargo, no se obtuvo una respuesta significativa de la proporción de trébol a los diferentes tratamientos aplicados en ninguno de los años del estudio. El raigrás y el trébol desaparecieron prácticamente después del primer año de esta experiencia, debido a sus importantes requerimientos en fertilización nitrogenada y a que fueron desplazados por el dactilo, que se adapta mejor a pH bajos y a las condiciones de sombra generadas por el sistema silvopastoral, que favorecieron el desarrollo de especies de crecimiento más rápido (Piñeiro-Andión y Pérez 1988; Grime *et al.* 2007), coincidiendo con la respuesta encontrada por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en terreno de monte y Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a) en terreno agrícola. Desde un punto de vista edáfico, para incrementar la presencia del trébol blanco y del raigrás inglés en el pasto sería necesario aumentar el pH antes de efectuar la siembra (Elgersma *et al.* 2000), a través del empleo de enmiendas calizas, si bien las condiciones de sequía deben ser restringidas y la cantidad de radiación que llega al pasto más elevada que en nuestro estudio.

En resumen, mientras que la presencia de trébol blanco y raigrás inglés fue prácticamente nula a partir del año 2004, debido a la elevada acidez del suelo, a las sequías detectadas durante los años de estudio y al aumento de cobertura forestal, en general la aplicación de enmiendas calizas, así como la fertilización de forma tardía con dosis altas de lodo de depuradora urbana, incrementaron la presencia de especies sembradas en el pasto y la presencia de dactilo en todos los cortes.

4.3.3.2.3 Especies espontáneas

Las especies espontáneas encontradas en nuestro estudio son básicamente las mismas durante los seis cortes realizados en los tres años objeto de estudio (2000, 2004 y 2008), perteneciendo mayoritariamente a la familia de las gramíneas y siendo habituales en los pastos naturales (Mosquera-Losada *et al.* 2006).

Si comenzamos por las **especies herbáceas espontáneas** encontradas en nuestra experiencia de forma más representativa, *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy es la que, en mayor número de cortes, responde de forma significativa a los diferentes tratamientos aplicados. Durante los dos cortes realizados durante el año 2000 y durante el corte realizado en otoño del año 2008 se obtiene una respuesta negativa por parte de esta especie a la aplicación de enmiendas calizas ($p<0,05$ y $p<0,001$, respectivamente), mientras que en la primavera del 2004 se obtiene un incremento significativo producido por las diferentes dosis de lodo aplicadas ($p<0,01$), no encontrándose un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre el porcentaje de esta especie ni en el otoño del año 2004 ni en la primavera del año 2008. Por otro lado, se obtiene una respuesta negativa de *Agrostis* spp. a la aplicación de enmiendas calizas ($p<0,001$) en el corte realizado en la primavera del año 2004, así como a las dosis de lodo aplicadas ($p<0,01$) en el corte realizado en otoño del año 2008, no mostrando una respuesta significativa a los diferentes tratamientos en los restantes cortes realizados. Por último, *Taraxacum officinale* Weber únicamente se ve influenciada por la interacción cal*dosis*fecha ($p<0,05$) durante el corte realizado en la primavera del año 2008, mientras que *Holcus* spp. a pesar de su importante representación durante el primer año de estudio (año 2000), no muestra una respuesta significativa a los diferentes tratamientos aplicados, desapareciendo a lo largo de la experiencia.

Los porcentajes en peso de cada una de las especies herbáceas espontáneas más representativas presentes en el sotobosque de este estudio, en cada uno de los seis muestreos efectuados durante los tres años estudiados, se recogen en la Fig. 39.

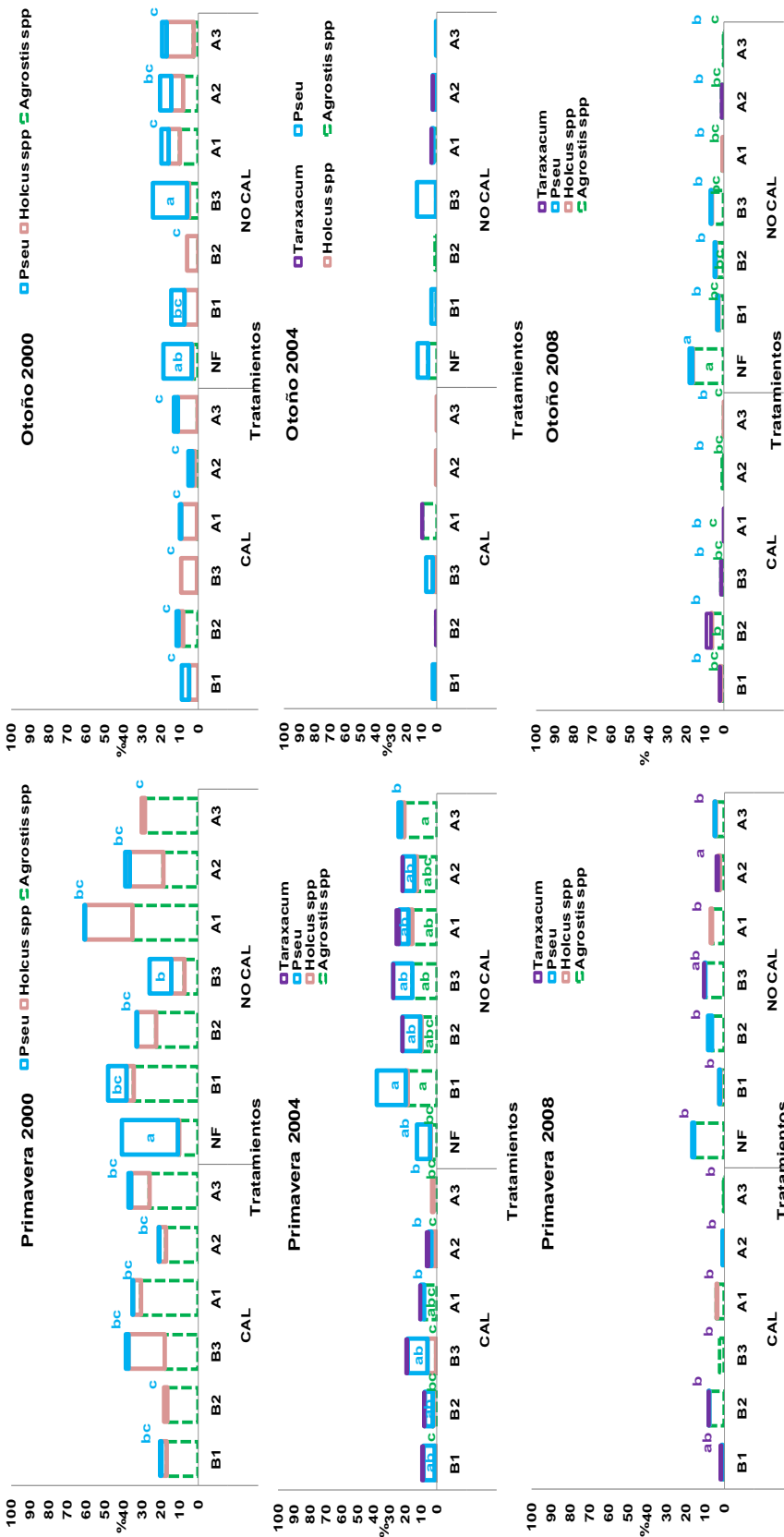


Fig. 39. Proporción de especies espontáneas (herbáceas) en cada uno de los cortes realizados durante los años 2000, 2004 y 2008 para cada uno de los tratamientos aplicados; donde: Taraxacum: *Taraxacum officinale* Weber.; Pseu: *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy.; *Agrostis* spp: *Agrostis curtisii* L. + *Agrostis capillaris* L.+ *Agrostis stolonifera* L.; *Holcus* spp: *Holcus mollis* L. + *Holcus lanatus* L.; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

De las especies representadas en la Fig. 39, señalar que las especies correspondientes al género *Agrostis* son las más abundantes durante los seis muestreos realizados. Del mismo modo, Krahulec *et al.* (2001), en estudios desarrollados en la República Checa sobre suelo agrícola, y Mosquera-Losada *et al.* (2009), en terreno de monte repoblado con pino radiata, también describieron como las especies del género *Agrostis* fueron las más abundantes durante los años que duraban las respectivas experiencias, debido a las menores exigencias en fertilidad que las demás especies herbáceas espontáneas encontradas, como *Holcus* spp. (Ferreiro-Domínguez *et al.* 2011).

Si comparamos los porcentajes de las diferentes especies herbáceas durante los seis cortes realizados en este estudio, es en la primavera del año 2000 cuando se obtienen los mayores porcentajes de las especies del género *Agrostis*, del género *Holcus*, y de *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy. (7,42-35,47 %, 0,71-19,49 % y 0-30,14 %, respectivamente), disminuyendo la representación de estas especies con el paso del tiempo en los muestreos realizados en primavera (año 2004: 0,64-20,82 %, 0-5,22 % y 0-18,46 %, respectivamente; año 2008: 0,4-15,89 % en el caso del género *Agrostis*, 0-0,58 % en el caso del *Holcus* y 0-2,04 % en el caso de *Pseudarrenatherum*). Sin embargo, para *Taraxacum officinale* Weber, sin representación durante el año 2000, el porcentaje encontrado durante la primavera del año 2004 permaneció prácticamente estable cuatro años más tarde (0-1,39 % y 0-1,17 %, para las primaveras de 2004 y 2008, respectivamente). Por otro lado, y del mismo modo que sucedía en los muestreos realizados en primavera, se puede observar como en los muestreos realizados en otoño los porcentajes de las especies del género *Holcus* y de *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy disminuyen con el paso del tiempo, pasando la proporción de las especies del género *Holcus* del intervalo 0,25-14,30 % en el año 2000 a 0-1,61 % en el año 2004 y a un porcentaje comprendido entre 0 % y el 0,53 % en el año 2008; mientras que para *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy estuvo comprendido entre el 0 y el 18,23%, entre el 0 y el 12,3 % y entre el 0 y el 1,3 % en los años 2000, 2004 y 2008, respectivamente (Fig. 39). Por el contrario, la representación de las especies del género *Agrostis* y de *Taraxacum officinale* Weber se vio incrementada con el paso del tiempo en los muestreos realizados en otoño, pasando las especies del género *Agrostis* del intervalo 0-10,11 % en el año 2000 a 0-16,63 % en el año 2008, y *Taraxacum officinale* Weber de 0-0,34 % en el año 2004 a 0-2,22 % en el año 2008 (Fig. 39).

La disminución de las especies herbáceas a medida que transcurre el estudio puede justificarse por el aumento en la cobertura forestal y de la proporción de pinocha sobre el suelo, factores que limitan el desarrollo de especies herbáceas y favorecen el de las arbustivas, las cuales posteriormente son reemplazadas por pinocha, material senescente y musgo.

De forma general, tanto la aplicación de enmiendas calizas como de lodo de depuradora parecen disminuir de forma significativa el porcentaje de *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy. durante los cortes realizados en la primavera de los años 2000 y 2004, así como en los realizados en otoño del primer y último año de estudio (2000 y 2008, respectivamente). Del mismo modo, Mosquera-Losada *et al.* (2009), en terreno de monte repoblado con pino radiata de cinco años de edad, obtuvieron representación de *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy. en todos los muestreos realizados durante los cinco años evaluados, pero la proporción de esta especie únicamente adquirió cierta importancia en el tratamiento control (NF). La disminución de la proporción de *Pseudarrenatherum longifolium* (Thore) Rouy. en las parcelas que recibieron aportes de cal es consecuencia del carácter acidófilo de esta gramínea y de la competencia ejercida por el dactilo por los nutrientes del suelo, sobre todo una vez que la especie sembrada se ha establecido, desplazando a las especies espontáneas (Mosquera-Losada *et al.* 2009c). En cambio, la disminución de la proporción de esta especie en las parcelas fertilizadas con lodo en relación al tratamiento control (NF), puede deberse a su carácter acidófilo y a que durante el año 2000 aún no pasó el tiempo necesario para que se pusiera de manifiesto el efecto del lodo, mientras que en el corte del año 2008, la menor cobertura forestal del tratamiento NF permite la presencia de especies herbáceas adaptadas a las condiciones de sombra y mayor acidez edáfica. En el corte de otoño del año 2000 la aplicación de dosis bajas de lodo de forma tardía en las parcelas no encaladas (NO CAL B3) incrementó de forma significativa la proporción de *Pseudarrenatherum longifolium* en comparación con las parcelas en donde esta dosis de lodo se combinó con cal, por el carácter acidófilo de la especie y quizás porque el aporte tardío de dosis de lodo permitió un mejor establecimiento previo de la misma, la cual se vio favorecida después por las dosis bajas de lodo en comparación con las dosis altas aplicadas al suelo de forma temprana. En el corte realizado en la primavera del año 2004, el adelanto de la fertilización con dosis bajas de lodo en las parcelas no encaladas (NO CAL B1) produjo un aumento significativo de la proporción de esta especie en relación a las parcelas encaladas que

recibieron dosis altas de lodo, con independencia de la fecha de aplicación, y en relación a las parcelas no encaladas en donde se aplicaron dosis altas de lodo de forma tardía (NO CAL A3). El mayor desarrollo del arbolado en estos dos últimos tratamientos probablemente limitó la presencia de dactilo, favoreciendo a *Pseudarrenatherum longifolium*.

Del mismo modo que ocurría con *Pseudarrenatherum longifolium*, parece que la aplicación de enmiendas calizas también disminuye, de forma general, la proporción encontrada de *Agrostis* spp. en los diferentes cortes, coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en terreno de monte, lo que, al igual que para *Pseudarrenatherum longifolium*, se puede justificar porque cuando las condiciones de fertilidad edáfica se mejoran el dactilo se ve favorecido desplazando a las especies espontáneas. Así, en la primavera del año 2004, en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas de lodo en febrero (NO CAL B1) y dosis altas en abril (NO CAL A3) se produjo un aumento significativo de la proporción de estas especies en relación a la obtenida en las parcelas en las que estas dosis de lodo se combinaron con cal. Es interesante resaltar que el desarrollo del arbolado en estos dos tratamientos es mejor que en el resto en el año 2004, por lo que la entrada de luz al sotobosque se ve disminuida y la respuesta del dactilo a los tratamientos limitada, aumentando la presencia de especies adaptadas a estas condiciones, como *Agrostis* spp. Estos dos tratamientos presentaron proporciones de *Agrostis* spp. significativamente superiores a las obtenidas en el tratamiento control (NF), lo que indica un efecto positivo de la fertilización orgánica sobre las proporciones de estas especies en condiciones de sombra, a diferencia de lo observado con *Pseudarrenatherum longifolium*. Sin embargo, durante el muestreo realizado en otoño de 2008, desaparece la respuesta significativa de esta especie a los aportes de lodo, siendo en el tratamiento control (NF) en el que se obtienen las mayores proporciones, debido a la menor fertilidad del suelo en este último tratamiento (que no recibió cal ni lodo) (Grime *et al.* 2007), así como a las menores proporciones de dactilo (Mosquera-Losada *et al.* 2001a) y a los menores crecimientos del arbolado (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2011), condiciones que favorecieron el desarrollo de las especies del género *Agrostis*, coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en terreno de monte repoblado con pino radiata. En un estudio desarrollado sobre suelo agrícola repoblado con pino radiata se observó que las especies del género *Agrostis* desaparecían de la composición florística del sotobosque como consecuencia de la elevada cobertura del arbolado cuando los pinos tenían diez años de edad, debido a la

acumulación de pinocha en el suelo, a la disminución de la temperatura y a la interceptación del agua de lluvia por parte de la cubierta arbolada (Mosquera-Losada *et al.* 2005a).

Por otro lado, *Taraxacum officinale* Weber. únicamente responde de forma positiva y significativa al aporte de dosis altas de lodo aplicadas en marzo en las parcelas sin encalar (NO CAL A2) en la primavera del año 2008, lo que se puede justificar por la menor cobertura arbolada en este tratamiento, coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en terreno de monte repoblado con pino.

Por último, durante los seis muestreos efectuados durante el estudio no se obtuvo una respuesta significativa de las especies del género *Holcus* a los diferentes tratamientos aplicados, desapareciendo prácticamente de la composición florística de la pradera del sotobosque después del muestreo realizado en otoño del año 2000, debido a su intolerancia a las condiciones de sombra y disminución de temperatura causadas por la sombra del arbolado (Mosquera-Losada *et al.* 2006; Ferreira-Domínguez *et al.* 2011), tal y como describieron Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2011) en terreno agrícola repoblado con pino.

En resumen, de forma general, la proporción de especies espontáneas herbáceas fue disminuyendo a lo largo de los seis cortes realizados en este estudio, probablemente debido a la sombra generada por el arbolado, excepto en los cortes realizados en otoño, en los cuales la proporción de *Agrostis* y *Taraxacum* aumenta con el paso del tiempo. En cuanto al efecto de los diferentes tratamientos aplicados, el aporte de enmiendas calizas y de lodos de depuradora urbana parece que no favorecen el desarrollo de las especies herbáceas, ya que de forma general, es en el tratamiento control (NF) en el que se observan las mayores proporciones de especies espontáneas herbáceas, probablemente debido a la alta competencia ejercida por la especie sembrada *Dactylis glomerata* en las parcelas en las que se aplicó cal y lodo. Sin embargo, este efecto desaparece a medida que se incrementa la cobertura arbolada, ya que limita el desarrollo de las especies herbáceas.

La presencia de **especies arbustivas** en el corte realizado en la primavera del año 2000 no responde de forma significativa a los diferentes tratamientos aplicados, probablemente debido a que su establecimiento es más lento que el de las especies herbáceas, favorecidas por la presencia de luz. Sin embargo, en el muestreo realizado en otoño del año 2000 se produce un efecto significativo de los aportes de cal sobre el porcentaje de *Rubus* sp ($p < 0,05$). Del mismo modo, durante la primavera del segundo

año de estudio (2004) se obtiene una respuesta significativa de la especie *Ulex gallii* Planch. a la aplicación de enmiendas calizas, así como de *Erica* spp. a las diferentes dosis de lodo aplicadas al suelo ($p<0,001$); mientras que en el corte realizado en otoño, es *Calluna vulgaris* L. la especie que responde de forma significativa a los aportes de cal ($p<0,001$) y *Ulex gallii* Planch. a la interacción de la cal*dosis de lodo ($p<0,01$). En el último año de estudio (2008), en el corte realizado en primavera, nuevamente son *Calluna vulgaris* L. y *Ulex gallii* Planch. las únicas especies que responden de forma significativa a los diferentes tratamientos aplicados, concretamente a las diferentes dosis de lodo aplicadas ($p<0,05$ y $p<0,01$, respectivamente), mientras que en el corte realizado en otoño de ese año, son las ericáceas las que responden de forma significativa a los aportes de cal ($p<0,001$).

Los porcentajes en peso de cada una de las especies o grupos de especies de matorral presentes en el pasto durante los seis muestreos realizados en los tres años de estudio, se representan en la Fig. 40, en la que se puede observar que, mientras en el corte realizado en la primavera del año 2000 es *Rubus* sp. la más abundante, en los cinco muestreos restantes será la especie *Ulex gallii* Planch. la que, de forma general, será más abundante en el pasto, pudiendo deberse a las mayores exigencias en fertilidad por parte de *Rubus* sp. en comparación con *Ulex gallii* Planch. (Mosquera-Losada *et al.* 2009c).

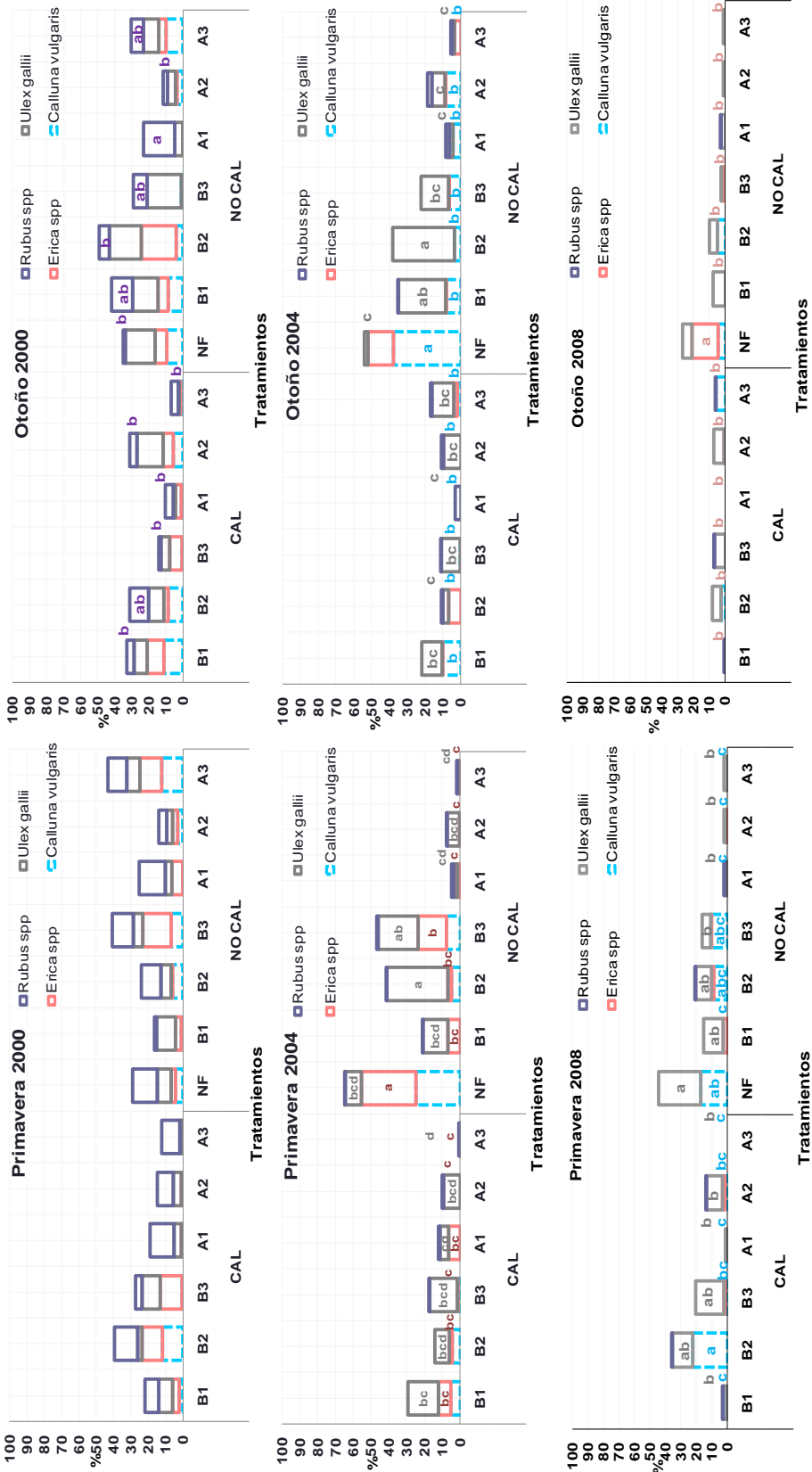


Fig. 40. Proporción de especies arbustivas en cada uno de los cortes realizados durante los años 2000, 2004 y 2008 para cada uno de los tratamientos aplicados; donde: *Erica cinerea* L.+ *Erica umbellata* L. ; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos.

La aplicación conjunta de enmiendas calizas y lodo de depuradora urbana disminuyó, de forma general, el porcentaje de especies arbustivas en los seis cortes realizados (Fig. 40), siendo el tratamiento control (NF) el que presenta las mayores proporciones. Asimismo, el tratamiento NO CAL B2 durante los muestreos realizados durante el año 2004 y el tratamiento CAL B2 en el muestreo realizado en la primavera del año 2008 presentaron altos porcentajes de especies arbustivas, lo que pudo provocar la reducción del crecimiento del arbolado en estos tratamientos, debido a la alta competencia ejercida por las raíces de las especies de matorral (*Ulex gallii* Planch., *Calluna vulgaris* L. y *Erica* spp.) con el arbolado, ya que desarrollan su sistema radical a mayor profundidad que las especies herbáceas, tal y como describieron Zutter y Miller 1998 y Wagner *et al.* 1999.

En general, la importancia de *Calluna vulgaris* L. y *Erica* spp. se incrementa en el tratamiento control (NF), siendo mejor el desarrollo de *Ulex gallii* Planch. en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas de lodo. *Erica* spp. suelen asociarse a terrenos de baja fertilidad (Mosquera-Losada *et al.* 2009c).

Al final del estudio, y tal como sucedía con las especies herbáceas espontáneas, los mayores porcentajes de especies arbustivas se vinculan, además de a condiciones de baja fertilidad, a aquellos tratamientos con menor cobertura forestal.

En resumen, durante los muestreos realizados durante el año 2000 la aplicación de dosis altas de lodo en abril en las parcelas no encaladas (NO CAL A3) redujo la competencia arbolado-pasto, debido a la mayor presencia de especies arbustivas, las cuales ejercen una competencia menor con el arbolado durante las primeras etapas de desarrollo. Sin embargo, a partir del muestreo realizado en la primavera del año 2004, son las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas de lodo en marzo (NO CAL B2) y el tratamiento control (NF), así como el tratamiento CAL B2 en el muestreo realizado en la primavera del año 2008, los tratamientos que presentan los mayores porcentajes de especies arbustivas, produciéndose una disminución del crecimiento del arbolado.

4.3.4. CONTENIDO DE COBRE EN EL PASTO

El resultado del análisis de varianza realizado nos indica que se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre el contenido de cobre en pasto durante los muestreos realizados en otoño del año 2002, en julio del año 2005 y en agosto del año 2006. En el muestreo realizado en otoño del año 2002 el contenido de

cobre en pasto respondió de forma significativa a la fecha de aplicación del lodo de depuradora urbana ($p<0,05$), durante el muestreo realizado en julio del año 2005 a la interacción cal*dosis ($p<0,05$) y durante el muestreo realizado en agosto del año 2006 a las distintas fechas de aplicación del lodo ($p<0,05$) y a la interacción cal*dosis ($p<0,05$). En los restantes muestreos realizados a lo largo de esta experiencia no se obtuvo una respuesta significativa del contenido de cobre en pasto a los diferentes tratamientos aplicados.

La concentración de cobre en el pasto tendió a reducirse con los sucesivos años de estudio, pasando de un intervalo entre 41,3 y 77,3 mg kg⁻¹ en el año 2002 a entre 6,64 y 46,9 mg kg⁻¹ durante el año 2006 (Tabla 19). Las diferentes concentraciones de cobre en pasto obtenidas durante los distintos años de estudio estuvieron situadas por debajo del límite superior descrito por Loué (1988) (10-80 mg kg⁻¹) y por Domínguez-Vivancos (1997) (3-100 mg kg⁻¹) como normal en planta. Además, las concentraciones de cobre en pasto en nuestro estudio fueron siempre inferiores al límite superior considerado como tóxico para planta (100 mg kg⁻¹) por Kabata-Pendías (2001). Sin embargo, fueron superiores a las concentraciones de cobre en pasto descritas por Rodríguez-Barreira (2007) (0,45-12,1 mg kg⁻¹) en terrenos de monte y por Mosquera-Losada *et al.* (2009) en terrenos agrícolas (1-9,3 mg kg⁻¹). Las mayores concentraciones de cobre obtenidas en el pasto de nuestro estudio, en comparación con los estudios de otras zonas, puede deberse a la alta solubilidad de este elemento en suelo con pH ácido (Mosquera-Losada *et al.* 2001a) y al elevado contenido en materia orgánica y a la alta capacidad de intercambio catiónica que favorecen la retención de este elemento en el suelo. En ningún caso se superaron los niveles máximos recomendados por NRC (1980) para el ganado vacuno (100 mg kg⁻¹) y equino (800 mg kg⁻¹).

De forma general, las concentraciones de cobre en pasto fueron más elevadas en los muestreos realizados en otoño que en los realizados en primavera. Además, la concentración de cobre en el pasto decrece con el paso del tiempo, probablemente debido a la disminución paulatina del cobre total en el suelo por las extracciones realizadas por el pasto y el arbolado, además del lavado, ya que este elemento es bastante soluble (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2010b).

	CAL						NO CAL						
	B1	B2	B3	A1	A2	A3	NF	B1	B2	B3	A1	A2	A3
22/05/2002	46,453	44,263	46,01	46,39	48,897	55,23	45,46	58,1	44,37	41,327	46,913	60,987	49,75
03/07/2002	43,593	48,05	54,023	54,153	56,963	51,067	52,193	54,773	52,583	43,645	51,097	56,303	60,63
01/12/2002	59,8 de	68,84 abcde	68,15 abcde	64,02 bcde	72,29 abc	73,94 ab	57,72 e	61,55 cde	77,31 a	69,83 abcd	68,86 abcde	67,60 abcde	70,73 abcd
24/06/2003	14,45	13,05	11,055	19,26	14,257	15,657	17,805	16,05	15,92	26,7	16,643	19,745	16,96
26/11/2003	28,485	23,36	25,29	31,455	24,967	29,43	23,575	23,35	29,575	30,915	31,277	22,57	34,67
07/06/2004	15,865	16,21	15,325	15,895	10,685	9,75	9,985	12,79	13,715	7,68	6,475	7,2	13,335
27/07/2004	20,77	19,883	17,66	18,13	21,535	21,2	19,025	16,92	17,4	17,245	20,18	17,687	24,63
03/12/2004	19,373	19,61	19,33	24,265	17,995	21,6	16,967	17,97	26,86	19,447	22,407	28,17	25,23
30/05/2005	2,705	2,785	1,72	3,16	2,45	3,595	2,715	0,99	6,27	6,14	6,615	5,345	6,025
13/07/2005	22,63 a	21,73 a	24,36 a	8,01 b	21,16 a	8,18 b	21,41 a	7,86 b	8,19 b	7,50 b	8,63 b	10,095 b	7,083 b
08/11/2005	17,42	15,66	16,255	8,26	18,305	16,82	13,15	15,13	13,465	13,565	12,52	13,543	23,07
07/08/2006	12,18 cd	13,33 cd	15,27 bc	46,96 a	15,35 bc	11,33 cde	14,07cd	15,42 bc	10,66 cde	9,44 de	13,74 cd	6,64 e	19,865 b
27/11/2006	17,83	19,95	21,75	19,06	20,885	28,48	17,465	19,035	27,18	24,895	42,763	21,58	19,77

Tabla 19. Concentraciones de cobre en el pasto en los diferentes muestreos y tratamientos evaluados en este estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En la mayor parte de los cortes realizados, no se observa un efecto significativo de los aportes de lodo sobre los niveles de cobre en planta, lo que Andrade-Couce *et al.* (1985c) y Tiffany *et al.* (2000) justifican por la capacidad de retención de cobre en suelos con elevados contenidos en materia orgánica. Los niveles de cobre en planta dependen, además, de otros factores, como son la época del año en la que se corta, el tipo de vegetación (Mosquera-Losada *et al.* 2001) o el pH del suelo, además de su disponibilidad en el suelo y de la productividad del pasto, que puede provocar un efecto de dilución del cobre en planta. La combinación de estos factores, junto a las reducidas dosis de lodo, y por tanto de cobre, aplicadas en este estudio, dificulta la obtención de respuestas claras y directas del aporte de cal y lodo sobre los niveles de cobre en planta, coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009b). Es por ello que, si bien inicialmente encontramos que el aporte tardío de dosis altas de lodo incrementa los niveles de este elemento en planta en comparación con el tratamiento control (NF) en otoño del año 2002, se observa el efecto contrario en el corte más próximo al verano del año 2005. Sin embargo, Rodríguez-Barreira (2007) describe un aumento significativo de los niveles de cobre en planta en las parcelas que fueron fertilizadas con lodo frente a la concentración obtenida en el tratamiento control (NF).

En las parcelas encaladas se observa que si bien el aporte de dosis tardías y bajas o altas de lodo (CAL B2, CAL B3 y CAL A3) incrementaban los niveles de cobre en suelo en el año 2002, nos encontramos con el efecto contrario en el año 2005, lo que podría explicarse por la mayor presencia de arbustos detectada en el tratamiento NF en el año 2005, que pudo provocar la ausencia de relación positiva entre la disponibilidad y el nivel de cobre en planta.

Cuando comparamos los tratamientos homólogos para fechas y dosis de lodo en los que se aporta o no cal, se observa que en los años 2005 y 2006 el aporte de cal provoca un aumento de la concentración de cobre en planta en todas las parcelas que recibieron dosis bajas de lodo y en las que recibieron dosis altas en una fecha intermedia (CAL A2), lo que puede ser consecuencia de la mayor proporción de especies herbáceas en los tratamientos encalados y de la mayor incorporación de cobre al suelo por el efecto de la cal. No obstante, lo contrario se observa en el caso del aporte de dosis altas de lodo en abril (CAL A3), probablemente por la mayor disponibilidad de cobre en CAL A3, que pudo favorecer su lavado en esa época y por tanto su disminución en el pasto.

Del mismo modo, en el verano del año 2006, las dosis altas de lodo (CAL A1 y NO CAL A3) incrementaron los niveles de cobre en planta, en comparación con las dosis bajas aplicadas en esas fechas, pero lo contrario sucedió con los tratamientos CAL A1 y CAL A3 en la cosecha del verano anterior.

Finalmente, y en relación al efecto de la fecha sobre los niveles de cobre en planta, nos encontramos con que los aportes en fechas intermedias suelen incrementar los niveles de cobre en planta en aquellas cosechas en las que esta variable resultó ser significativa, como en el otoño del año 2002 ($\text{NO CAL B2} > \text{NO CAL B1}$) o en el verano del año 2005, cuando se aplicaron dosis altas, detectándose lo contrario en el corte de verano del año 2006 ($\text{NO CAL A2} < \text{NO CAL A1}$; $\text{NO CAL A2} < \text{NO CAL A3}$ y $\text{CAL A2} < \text{CAL A1}$).

En resumen, los niveles de cobre en planta encontrados en este estudio se situaron en el intervalo considerado como normal en pastos de la región templada. No se obtuvo un efecto claro de los tratamientos aplicados, probablemente debido a los bajos insumos de cobre realizados y al efecto de los tratamientos sobre la fertilidad del suelo y el desarrollo de la vegetación, influenciado todo ello por la gran variabilidad de las condiciones meteorológicas a lo largo de este estudio.

4.3.6. CONTENIDO DE ZINC EN EL PASTO

El resultado del análisis de varianza realizado para evaluar el efecto de los diferentes tratamientos aplicados en este estudio sobre el contenido de zinc en pasto nos indica que no se obtuvo una respuesta significativa de la concentración de este elemento en planta a los diferentes tratamientos.

La concentración de zinc en pasto estuvo comprendida en los intervalos 6,47-58,8 mg kg⁻¹ en el año 2002, entre 4,82-88,54 mg kg⁻¹ en el año 2003; 35,5-96,43 mg kg⁻¹ en el año 2004; 2,62-64,07 mg kg⁻¹ en el año 2005 y 25-78,3 mg kg⁻¹ durante el año 2006 (Tabla 20). Las concentraciones de zinc en planta obtenidas en todos los muestreos realizados superan los umbrales de deficiencia establecidos por Jones (1972) (25 mg kg⁻¹) y Kabata-Pendías y Pendías (1985) (20 mg kg⁻¹) para el pasto. Asimismo, todas ellas se encuentran por debajo del límite superior descrito por Jones (1972) como valores normales en planta (25-250 mg kg⁻¹) y son superiores a los obtenidos por Mosquera-Losada y González-Rodríguez (2004) (23,2-48,1 mg kg⁻¹) en pastos naturales de Galicia y a los obtenidos por Mosquera-Losada *et al.* (2009b) en terrenos agrícolas (9,6-52,3 mg kg⁻¹). En ningún caso se superaron los máximos tolerables para ovino, vacuno y equino (500 mg kg⁻¹) (Smith 1996).

	CAL						NO CAL						
	B1	B2	B3	A1	A2	A3	NF	B1	B2	B3	A1	A2	A3
22/05/2002	48,617	49,293	40,36	40,523	52,223	46,845	41,643	39,16	40,757	37,413	38,82	45,92	58,8
03/07/2002	41,333	37,653	36,605	43,627	43,213	36,643	41,697	39,503	43,35	40,56	41,457	44,467	49,88
01/12/2002	25,825	8,31	6,47	18,97	43,49	30,845	15,865	27,23	38,85	37,985	34,18	8,475	31,93
24/06/2003	16,475	18,52	12,555	20,105	13,08	8,753	4,825	9,825	8,625	40,77	25,64	12,09	13,27
26/11/2003	36,34	44,04	45,11	40,48	25,97	44,54	43,77	41,96	64,28	88,54	55,78	32,37	45,94
07/06/2004	49,41	46,167	43,125	47,07	54,845	45,74	35,5	43,355	52,367	44,95	44,91	47,47	53,52
27/07/2004	50,98	43,257	44,443	61,875	54,877	49,22	40,445	44,665	39,595	44,85	56,25	68,255	64,66
03/12/2004	76,02	69,85	61,18	71,88	74,44	71,19	34,56	52,86	56,33	55,65	96,43	76,75	61,89
30/05/2005	38,38	31,315	14,06	25,77	33,867	28,665	5,615	31,327	23,07	25,33	38,077	13,35	20,435
13/07/2005	38,7	32,21	36,87	43,113	45,69	29,52	30,02	35,56	41,073	33,61	50,11	53,017	42,52
08/11/2005	64,07	60,14	84,92	73,03	31,45	2,62	20,57	40,57	50,26	16,34	49,37	62,56	52,54
07/08/2006	45,7	49,935	53,103	68,07	78,27	60,79	26,575	47,515	30,16	49,285	75,52	25,035	28,47
27/11/2006	39,13	39,4	45,1	62,5	66,98		41,85	63,49	68,33	59,56		68,96	61,45

Tabla 20. Concentraciones de zinc en el pasto en los diferentes muestreos y tratamientos evaluados en este estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃; NF: no fertilizado; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); 1, 2, 3: diferentes fechas de aplicación del lodo correspondientes a febrero, marzo y abril.

La ausencia de respuesta significativa del contenido de zinc en planta a los diferentes tratamientos aplicados en este estudio puede deberse a las bajas dosis de lodo aplicadas. Además, y al igual que sucedía con la concentración de cobre en planta, no es sencillo encontrar un efecto claro del encalado, en combinación o no con distintas dosis de lodo y su aplicación en diferentes fechas, sobre los niveles de zinc en planta, ya que factores como el tipo de vegetación (Genevini *et al.* 1983; Hopkins *et al.* 1994; López-Díaz *et al.* 2005; 2007; Mosquera-Losada *et al.* 2009b), las condiciones meteorológicas, las variaciones de las características edáficas (como pH y CIC) y la producción de pasto, afectan o interfieren en dicha respuesta.

4.4. CARBONO

Para llevar a cabo la determinación de carbono en las diferentes partes del sistema en el último año de estudio (2008) se han seleccionado aquellos tratamientos en los cuales el efecto sobre la acumulación de carbono en el suelo fue más importante (Post y Kwon 2000; Lal 2004), al ser éste el principal reservorio de carbono de los ecosistemas terrestres (Lal 2005; Dresner *et al.* 2007; Fernández-Núñez *et al.* 2010), y en los que el crecimiento del arbolado en diámetro fue menor o mayor y el porcentaje de marras menor, al tener el componente arbolado un gran impacto sobre el carbono edáfico cuando se evalúan las reforestaciones (Jandl *et al.* 2007; Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Por lo tanto, de los trece tratamientos, estudiaremos únicamente cinco, siendo los que se muestran en la Tabla 21.

TRATAMIENTOS		mo (%)	h (m)	d (cm)
CAL (2,5 Mg ha ⁻¹ CaCO ₃)	B1: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero	17,91	10,1	13,83
	A1: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero	21,75	11,14	15,42
NO CAL	B1: 50 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero	16,63	11,54	17,65
	A1: 100 kg N total ha ⁻¹ aplicado en febrero	11,92	10,21	13,86
NF: Tratamiento control o de No fertilización		17,94	10,19	12,41

Tabla 21. Tratamientos seleccionados para la realización del estudio del balance de carbono. Donde: mo: contenido de materia orgánica en el suelo a 25 cm de profundidad a comienzos del año 2009; h: altura media del componente arbolado en el año 2008; d: diámetro normal medio del componente arbolado en el año 2008.

4.4.1. ESTRATO ARBÓREO

En este apartado se ha procedido a la estimación del contenido de carbono en la *biomasa aérea* de la cubierta arbolada (constituida por fuste, acículas, ramillas, ramas finas y ramas gruesas), y en la parte *radical* del componente arbolado (Montero *et al.* 2005), así como en las *acículas* caídas al suelo (*pinocha*). Estudios realizados tanto en Norteamérica como en Europa y Asia, señalan que la evaluación de la biomasa de la cubierta arbórea debe contemplar la separación de los componentes fuste, hojas, ramas, corteza y raíces (Macdicken 1997; Riofrío-Salazar 2007).

El árbol es el componente que justifica la mayor capacidad de secuestrar carbono en los sistemas silvopastorales con respecto a los sistemas exclusivamente agrícolas (Houghton *et al.* 1998; Montagnini *et al.* 2004; Nair *et al.* 2008). La incorporación del arbolado en terrenos de cultivo y praderas incrementa la capacidad neta de secuestro de carbono en el componente aéreo y radical, en comparación con sistemas exclusivamente agrícolas, debido a la mayor altura de la parte aérea del arbolado y a la mayor profundidad que alcanzan sus raíces para explorar los estratos verticales del suelo (Palm *et al.* 2004; Haile *et al.* 2008; Nair *et al.* 2009b).

4.4.1.1 Biomasa aérea y radical del estrato arbóreo

Partiendo de los datos de diámetro normal medio del arbolado medido en el último año de estudio (2008) para cada uno de los tratamientos previamente seleccionados (Tabla 21), se ha procedido a la determinación de la biomasa y del contenido de carbono en la parte aérea y radical de la cubierta arbolada (Montero *et al.* 2005). Solamente se realizó el estudio en el último año, ya que representa el carbono acumulado en el árbol a lo largo de la experiencia.

Los resultados obtenidos al realizar los análisis del efecto de los cinco tratamientos evaluados ponen de manifiesto un efecto significativo de la interacción cal*dosis sobre la biomasa total del componente arbolado ($p < 0,05$), mostrando la variable diámetro la misma tendencia ($p = 6\%$).

La mayor acumulación de biomasa del arbolado se encuentra en el componente aéreo (Tabla 22), contribuyendo poco el componente radical, tal y como describieron Fernández-Núñez *et al.* (2010) en un estudio con *Pinus radiata* D. Don desarrollado sobre suelo agrícola. Del mismo modo, Nieto *et al.* (2005) indican una relación raíz/tallo entre 0,20 y 0,30 para distintos lugares del mundo, es decir, la biomasa radical supone de un 20 a un 30 % con respecto a la biomasa aérea, intervalo entre el que se

encuentran nuestros valores. Es importante indicar que parte del componente radical del arbolado no se evalúa al emplear las ecuaciones desarrolladas por Montero *et al.* (2005), que se basan solamente en la producción de raíces bajo el tocón de masas arboladas densas y adultas, ubicadas en la superficie de $1 \times 1 \text{ m}^2$ más próxima al árbol. Sin embargo, es esperable que las raíces gruesas del arbolado, alcancen mayores distancias y que las raíces finas contribuyan de forma importante a la capacidad de secuestro de carbono del componente arbolado del sistema silvopastoral (Konôpka *et al.* 2010). En nuestro caso, las raíces finas del arbolado encontradas en el suelo se confunden con las de la pradera, y este componente se ha evaluado en el apartado de pasto que analizaremos posteriormente.

Los resultados mostrados en la Tabla 22 reflejan un paralelismo entre el diámetro alcanzado y la biomasa de los árboles desarrollados bajo los diferentes tratamientos evaluados. Así, los mayores valores de biomasa aérea y de biomasa radical en el año 2008, expresados en kg MS pie^{-1} y Mg MS ha^{-1} , y de carbono acumulado (Mg C ha^{-1}), se obtuvieron en las parcelas no encaladas en las que se fertilizó de forma temprana con dosis bajas de lodo de depuradora urbana (NO CAL B1) ($125 \text{ kg MS pie}^{-1}$, $208,42 \text{ Mg MS ha}^{-1}$ y $103,59 \text{ Mg C ha}^{-1}$), siendo este tratamiento el que presentó los árboles con mayores diámetros, mientras que el tratamiento control (NF) presentó los menores valores de diámetro normal ($12,41 \text{ cm}$), de biomasa por pie ($42,2 \text{ kg MS pie}^{-1}$), de biomasa total por hectárea ($69,99 \text{ Mg MS ha}^{-1}$) y de carbono acumulado por hectárea en el componente arbolado ($34,78 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

a)

BIOMASA ARBÓREA POR PIE (kg MS pie ⁻¹)											
AÑO 2008				Biomasa aérea (kg MS pie ⁻¹)						Biomasa Radical (kg MS pie ⁻¹)	Biomasa total (kg MS pie ⁻¹)
Tratamientos	d (cm)	N°pies ha ⁻¹		BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BA	Aérea Total	Br	
CAL	B1	13,83 b	1667	40,80	0,4	5,00	3,50	1,70	51,50	18,10	69,6 b
	A1	15,42 ab	1667	54,10	0,6	6,30	4,30	2,20	67,50	22,90	90,4 ab
NO CAL	B1	17,65 a	1667	76,70	1,0	8,40	5,40	2,90	94,50	30,50	125,0 a
	A1	13,86 b	1668	41,10	0,4	5,00	3,50	1,70	51,80	18,20	70,0 b
NF		12,41 b	1667	23,70	0,0	3,20	2,40	1,10	30,60	11,60	42,2 b

b)

BIOMASA ARBÓREA POR HECTÁREA (Mg MS ha ⁻¹)											
AÑO 2008				Biomasa aérea (Mg MS ha ⁻¹)						Biomasa Radical (Mg MS ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg MS ha ⁻¹)
Tratamientos	d (cm)	N°pies ha ⁻¹		BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BA	Aérea Total	Br	
CAL	B1	13,83 b	1667	68,08	0,70	8,34	5,87	2,87	85,86	30,18	116,05 b
	A1	15,42 ab	1667	90,25	1,05	10,53	7,13	3,60	112,55	38,12	150,67 ab
NO CAL	B1	17,65 a	1667	127,9	1,72	14,06	9,06	4,76	157,50	50,92	208,42 a
	A1	13,86 b	1668	68,51	0,71	8,39	5,90	2,88	86,38	30,34	116,72 b
NF		12,41 b	1667	39,51	0,00	5,32	4,03	1,85	50,71	19,28	69,99 b

c)

CARBONO DEL COMPONENTE ARBOLADO POR HECTÁREA (Mg C ha ⁻¹)											
AÑO 2008				Biomasa aérea (Mg C ha ⁻¹)						Biomasa Radical (Mg C ha ⁻¹)	Carbono (aérea + radical) (Mg C ha ⁻¹)
Tratamientos	d (cm)	N°pies ha ⁻¹		BF	BR>7cm	BR2-7cm	BR<2cm	BA	Aérea Total	Br	
CAL	B1	13,83 b	1667	34,84	0,35	4,15	2,92	1,42	42,67	15,00	57,68 b
	A1	15,42 ab	1667	44,85	0,52	5,24	3,54	1,79	55,94	18,94	74,88 ab
NO CAL	B1	17,65 a	1667	63,57	0,86	6,99	4,50	2,37	78,28	25,31	103,59 a
	A1	13,86 b	1667	34,05	0,35	4,17	2,93	1,43	42,93	15,08	58,01 b
NF		12,41 b	1667	19,64	0,00	2,64	2,00	0,92	25,20	9,58	34,78 b

Tabla 22. (a) Biomasa arbórea por pie (kg MS pie⁻¹), (b) Biomasa arbórea por hectárea (Mg MS ha⁻¹) y (c) Carbono del componente arbolado por hectárea (Mg ha⁻¹) en el año 2008 de las distintas fracciones de *Pinus radiata* para los tratamientos considerados (CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente a febrero). Donde: d: diámetro normal medio del componente arbolado; BF: biomasa del fuste; BR>7cm: biomasa de las ramas con diámetro mayor de 7 cm; BR2-7cm: biomasa de las ramas con diámetro entre 2 y 7 cm; BR<2cm: biomasa de las ramas con diámetro menor a 2 cm; BA: biomasa de las acículas; Br: biomasa de la raíz. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

El porcentaje de carbono secuestrado por el arbolado presente en el tratamiento NO CAL B1 fue un 66 % superior al secuestrado por el tratamiento control (NF). La mayor capacidad de secuestro de carbono en el tratamiento NO CAL B1 se justifica por el mayor crecimiento en altura y diámetro del arbolado, consecuencia del mayor

porcentaje de saturación de calcio, el menor porcentaje de saturación de aluminio y el escaso desarrollo del dactilo en este tratamiento desde el principio del ensayo. Del mismo modo, Egiarte *et al.* (2005) y López-Díaz *et al.* (2007), en estudios desarrollados en suelos ácidos, y Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2010a) en terrenos agrícolas, todos ellos bajo masas de *Pinus radiata* D. Don, describen un efecto positivo de la fertilización sobre el desarrollo diametral del arbolado y, por tanto, sobre la capacidad de este componente del sistema silvopastoral para acumular carbono en comparación con el tratamiento control.

La capacidad de secuestro de carbono del componente arbóreo en zonas agrícolas no fertilizadas (pH inicial de 7) y reforestadas con *Pinus radiata* D. Don, y para la misma edad del arbolado que la de nuestra experiencia (10 años), fue mayor que la que presenta nuestra masa arbolada en el año 2008, tanto con densidades superiores (2500 pies ha⁻¹) como inferiores (833 pies ha⁻¹) a las nuestras. Muchos estudios señalan que a medida que aumenta la densidad de la plantación se incrementa la biomasa total por hectárea del componente arbolado, al presentar un mayor número de árboles (Chang y Mead 2003; Quinkenstein *et al.* 2009; Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Sin embargo, cuando comparamos los valores obtenidos en nuestro estudio en el tratamiento control (NF) con los obtenidos para el mismo tratamiento por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola reforestado con pino radiata, nos encontramos que, a pesar de que nuestra densidad es intermedia a la utilizada por ella (833 y 2500 pies ha⁻¹), la capacidad de secuestro de carbono en nuestro caso es menor, debido al mayor desarrollo del diámetro normal del arbolado obtenido en el tratamiento control del terreno agrícola, independientemente de la densidad empleada. El mayor crecimiento del arbolado en suelos agrícolas se justifica, por un lado, por su mejor calidad de estación determinada por la mayor fertilidad edáfica, y por otro por la mayor presencia de especies arbustivas en el tratamiento control (NF) de nuestro estudio, las cuales poseen una mayor capacidad competitiva que las herbáceas en relación con el arbolado (Zutter y Miller 1998; Wagner *et al.* 1999; Mosquera-Losada *et al.* 2011a), ya que comparten rizosfera, estableciéndose una competencia por los recursos entre los dos estratos leñosos. Sin embargo, en nuestro estudio el componente arbolado en el tratamiento control (NF) acumuló un 58 % y un 30 % más de carbono que el acumulado por una masa de *Betula pubescens* L. plantada a 2500 y 833 pies ha⁻¹ en terreno agrícola (20,30 Mg C ha⁻¹ y 10,33 Mg C ha⁻¹, respectivamente) (Fernández-Núñez *et al.* 2010), debido a la mayor

tasa de crecimiento del pino frente a la del abedul (Bunker *et al.* 2005; Kirby y Potvin 2007).

La capacidad de las especies arbóreas para secuestrar carbono depende de la tasa de crecimiento de las mismas (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Así, la acumulación media anual de carbono del componente arbolado en nuestra experiencia (entre 3,48 y 10,36 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) fue superior al carbono secuestrado por término medio en España por masas adultas de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Castanea sativa* (5,14, 1,58, 1,11 y 0,52 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente) (Pardos-Carrión 2010), si bien hay que tener en cuenta que la tasa de secuestro de carbono en masas adultas es menor que en la etapa juvenil del arbolado, ya que ésta última se corresponde con el periodo de la fase exponencial de la curva de crecimiento, mientras que las masas adultas integran la fase exponencial y parte de la estacional del mismo. Los valores de acumulación media anual de carbono en nuestro estudio son más próximos a los encontrados en estudios realizados en Canadá con *Populus* spp., cuando la masa presenta trece años de edad (3,02 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), a una densidad de 111 pies ha⁻¹ (Gordon *et al.* 2005).

El tratamiento NO CAL B1 presentó unos valores de biomasa por pie (kg MS pie⁻¹) de biomasa total por hectárea del componente arbolado (Mg MS ha⁻¹) y de carbono acumulado (Mg C ha⁻¹) significativamente superiores a los obtenidos en las parcelas encaladas que recibieron esta misma dosis de lodo (CAL B1) (Tabla 22). La respuesta negativa del aporte de cal sobre la cantidad de carbono acumulado en el componente arbolado puede deberse a la mejora causada por la cal sobre el pH y sobre el establecimiento de las especies sembradas (dactilo y raigrás), las cuales son altamente competitivas con el arbolado por los nutrientes del suelo a edades tempranas (Mosquera-Losada *et al.* 2006). La masa arbolada en el tratamiento NO CAL B1 presentó un aumento significativo del diámetro (27 %) y de la capacidad de secuestro de carbono (79 %) con respecto al tratamiento CAL B1. El efecto negativo del aporte de cal, en comparación con su homólogo sin encalar, se produce sobre todo cuando se combina con aportes reducidos de fertilización, ya que no hay diferencias significativas en relación al crecimiento del arbolado cuando se comparan dosis altas de lodo, al reducirse la competencia por los recursos entre el pasto y el arbolado, debido a la mayor fertilidad edáfica ocasionada por los aportes de dosis más altas de residuo. Sin embargo, en las parcelas no encaladas que recibieron dosis bajas de lodo (NO CAL B1) se obtuvo un incremento en diámetro y en secuestro de carbono del 27% y del 78%

respectivamente, en relación al tratamiento NO CAL A1, probablemente debido a que los nutrientes aportados con las dosis bajas de lodo fueron aprovechados por el arbolado, mientras que la mayoría de los nutrientes aplicados con las dosis altas fueron aprovechados por las especies herbáceas de siembra, como el dactilo, limitando el crecimiento de la masa arbolada.

En resumen, se observa un efecto positivo de la aplicación de dosis bajas de lodo de depuradora urbana, en las parcelas no encaladas, sobre el crecimiento del arbolado, y, por tanto, sobre el contenido de carbono en la biomasa total arbórea, en comparación con la ausencia de fertilización. Además, la mayor proporción de especies de siembra (dactilo) en las parcelas encaladas y fertilizadas con dosis bajas de lodo, o en las parcelas no encaladas pero fertilizadas con dosis altas de lodo, se justifica por las mejoras edáficas de estos tratamientos y conduce a una disminución de la capacidad de secuestro de carbono.

4.4.1.2. Pinocha

La pinocha es un componente en el suelo de las masas de coníferas que se incrementa con el aumento de la cobertura del arbolado, que limita la entrada de luz a las acículas situadas en la parte inferior de la copa, eliminando su capacidad fotosintética y provocando su muerte, su desprendimiento y el depósito de las mismas sobre el suelo.

El análisis de varianza no mostró una respuesta significativa de la producción de pinocha, ni del contenido de carbono en la misma, a los diferentes tratamientos evaluados, lo que puede justificarse porque en este último año de estudio, la caída de acículas fue similar en todos los tratamientos evaluados, debido a que este componente se retiraba en cada cosecha. Sin embargo, hemos de tener en cuenta que antes de la poda (año 2007), la cantidad de pinocha en el suelo de nuestro estudio se asoció a los tratamientos con mayor desarrollo del arbolado (CAL A1 y NO CAL B1), en comparación con la ausencia de fertilización, lo que afectó al carbono edáfico secuestrado, como veremos posteriormente.

La pinocha presente en el suelo de esta experiencia estuvo comprendida entre 1,57 y 4,8 Mg MS ha⁻¹, lo que equivale a un contenido medio de carbono de 0,77-2,35 Mg C ha⁻¹ (Tabla 23). El contenido de carbono presente en la pinocha del suelo del tratamiento control durante el último año de nuestro estudio (0,77 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) fue inferior al obtenido por Rigueiro-Rodríguez *et al.* (2011) (1,22 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), en

suelo agrícola, durante su último año de estudio y para la misma edad del arbolado que la nuestra, debido a la mayor densidad de plantación en su estudio (2500 pies ha⁻¹), que anticipó la tangencia de copas provocando una mayor caída de acículas (Fernández-Núñez *et al.* 2010; Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Sin embargo, nuestros resultados son similares a los obtenidos por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola reforestado a una densidad de 833 pies ha⁻¹ (0,83 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), para una masa de pino de once años de edad. El mayor contenido de carbono secuestrado por la pinocha encontrada en el suelo agrícola a menor densidad de plantación se debe, probablemente, al mayor desarrollo de la masa arbolada en comparación con nuestro estudio, consecuencia de la mejor calidad de estación, que origina una tangencia de copas más temprana y por tanto un mayor insumo de pinocha al suelo. Asimismo, los valores de carbono obtenido en las acículas caídas al suelo de nuestro estudio fueron similares a los encontrados por Mosquera-Losada *et al.* (2009) en suelo de monte cuando la masa de pino contaba con diez años de edad (0,41-1,18 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), debido al similar desarrollo del arbolado en ambas experiencias.

Año 2008		
Tratamientos	Pinocha (Mg MS ha ⁻¹)	Mg C ha ⁻¹
CAL	B1	3,25
	A1	4,8
NO CAL	B1	3,5
	A1	3,03
NF		1,57
		0,77

Tabla 23. Producción (Mg MS ha⁻¹) y contenido de carbono secuestrado (Mg C ha⁻¹) por la pinocha del suelo en los diferentes tratamientos evaluados durante el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

4.4.1.3. Contenido de carbono total en el estrato arbóreo

El contenido de carbono total en el estrato arbóreo es el resultado de sumar el contenido de carbono en la biomasa aérea arbórea + carbono en la biomasa radical del arbolado + contenido de carbono de las acículas caídas al suelo en cada tratamiento evaluado en esta parte del estudio.

El resultado del análisis de varianza efectuado para analizar la influencia ejercida por los diferentes tratamientos sobre el contenido de carbono total en el estrato arbóreo nos indica que, además del efecto significativo de los diferentes tratamientos sobre el contenido total de carbono de la cubierta arbolada (*apartado 4.4.1.1*), se obtuvo un efecto significativo de la interacción cal*dosis ($p < 0,05$) sobre el porcentaje de carbono aportado por la biomasa aérea arbolada con respecto al carbono total del estrato arbóreo. En nuestro estudio se obtuvo un contenido de carbono total en el estrato arbóreo comprendido entre 35,55 Mg C ha⁻¹ y 105,31 Mg C ha⁻¹ (Tabla 24), valores inferiores a los descritos por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en suelo agrícola sin fertilizar para la misma especie forestal y edad, pero con un marco de plantación de 2 x 2 m (106,83 Mg C ha⁻¹), debido a que la capacidad de secuestro de carbono por el árbol depende de la densidad, a mayor número de árboles mayor secuestro de carbono total por parte de la masa arbolada (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Sin embargo, a una menor densidad de plantación (833 pies ha⁻¹), Fernández-Núñez *et al.* (2010) obtuvieron un contenido de carbono total en el estrato arbóreo (46,67 Mg C ha⁻¹) similar al obtenido en nuestro estudio en el tratamiento control (35,55 Mg C ha⁻¹) debido a que la mejor calidad de estación del suelo agrícola favoreció el desarrollo arbolado. No obstante, también es importante señalar que los aprovechamientos realizados en masas a elevadas densidades suelen tener un turno más reducido que los que implican producir madera de calidad, lo que provocaría una pérdida más temprana del carbono vinculado a la biomasa arbolada en terreno forestal al realizarse la tala. Así, la deforestación puede provocar pérdidas de carbono en el suelo del sistema durante los diez primeros años de la plantación en masas de *Pinus radiata*, incrementándose su capacidad de sumidero de carbono a partir de esa edad (Paul *et al.* 2002), no siendo éste nuestro caso.

Año 2008						
Tratamientos		Parte aérea (Mg C ha ⁻¹)	Parte radical (Mg C ha ⁻¹)	Total Cubierta arbolada (Parte aérea + Parte radical) (Mg C ha ⁻¹)	Pinocha (Mg C ha ⁻¹)	C total biomasa arbórea (Mg C ha ⁻¹)
CAL	B1	42,67	15	57,68 b	1,59	59,26
	A1	55,94	18,94	74,88 ab	2,35	77,23
NO CAL	B1	78,28	25,31	103,59 a	1,72	105,31
	A1	42,93	15,08	58,01 b	1,49	59,5
NF		25,2	9,58	34,78 b	0,77	35,55

Tabla 24. Contenido total de carbono (Mg C ha⁻¹) en la biomasa arbórea de *Pinus radiata* durante el último año de estudio (2008) en los diferentes tratamientos evaluados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La contribución porcentual de los diferentes componentes de la biomasa arbórea al carbono fijado varía considerablemente, dependiendo de la especie, edad, sitio y tratamiento selvícola (Pardé 1980). En nuestro sistema silvopastoral, cuando la masa de *Pinus radiata* tiene diez años, observamos que la biomasa aérea acumula alrededor del 75 % del carbono total fijado en el árbol, la parte radical entre el 24 % y el 27 % y la pinocha entre el 1,43 % y el 2,81 % (Tabla 25), porcentajes de contribución similares a los obtenidos por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola no fertilizado y reforestado con pino radiata (74 %, 25 % y 1,78 %, respectivamente).

Año 2008				
Tratamientos		% Parte Aérea	% Parte Radical	% Pinocha
CAL	B1	72,02 bc	25,38	2,60
	A1	72,50 b	24,68	2,81
NO CAL	B1	74,41 a	24,10	1,49
	A1	72,21 bc	25,39	2,41
NF		71,24 c	27,33	1,43

Tabla 25. Porcentaje de carbono de la cubierta arbolada y pinocha de la masa de *Pinus radiata* durante el último año de estudio (2008) en los diferentes tratamientos evaluados. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Únicamente se obtiene un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre el porcentaje de carbono secuestrado por la biomasa aérea del arbolado (Tabla 25), y no sobre los valores absolutos (Tabla 24), observándose, tal y como fuimos comprobando durante todo el estudio, como el porcentaje de carbono secuestrado por la biomasa aérea de las parcelas que recibieron dosis bajas de lodo sin combinar con cal (NO CAL B1) fue significativamente superior al obtenido en las parcelas encaladas (CAL B1, CAL A1) y al obtenido en el tratamiento control (NF), debido al mayor desarrollo del arbolado en NO CAL B1, en comparación con los otros tratamientos. Sin embargo, no se obtiene un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre el porcentaje de carbono almacenado por las raíces del arbolado y en la pinocha del suelo al contenido de carbono total acumulado en el estrato arbóreo, probablemente debido a que, aunque el porcentaje de contribución de carbono por parte de la pinocha fue muy pequeño, fue suficiente para originar esa falta de significación del porcentaje de carbono aportado por el sistema radical del árbol.

En resumen, el porcentaje de contribución de carbono acumulado en la biomasa aérea del tratamiento NO CAL B1 fue significativamente superior al obtenido en el resto de tratamientos evaluados, debido al mayor desarrollo diametral del arbolado en este tratamiento, no observándose diferencias significativas entre el porcentaje de contribución de carbono por las raíces del arbolado y la pinocha.

4.4.2. ESTRATO BIOMASA DEL SOTOBOSQUE

4.4.2.1. Biomasa aérea del sotobosque

El análisis de varianza realizado nos indica que no se obtuvo una respuesta significativa de los diferentes tratamientos evaluados en esta parte del estudio sobre el contenido de carbono fijado por la parte aérea de la biomasa del sotobosque en el año 2008. Únicamente la producción de musgo respondió de forma significativa a la interacción cal*dosis ($p < 0,05$), no siendo significativa la respuesta de la producción real de pasto, de las necesidades de silo, ni de la producción total de biomasa aérea herbácea a los diferentes tratamientos evaluados.

Durante el año 2008, la producción total de biomasa aérea herbácea (producción real de pasto + necesidades de silo) estuvo comprendida entre 2,05 y 3,71 Mg MS ha⁻¹, mientras que el rango de producción de musgo estuvo comprendido entre 0,39 y 1,10 Mg MS ha⁻¹. Por lo tanto, el contenido de carbono almacenado por la parte aérea de la

biomasa total del sotobosque (sin acículas) del sistema silvopastoral establecido estuvo comprendido entre 0,95 y 1,92 Mg C ha⁻¹ (Tabla 26). El contenido de carbono almacenado por la biomasa aérea total del sotobosque presente en el tratamiento control (NF) (1,92 Mg C ha⁻¹) fue superior al descrito por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en una experiencia desarrollada en suelo agrícola sin fertilizar y repoblado con *Pinus radiata* D. Don a diferentes densidades de plantación (0,79 y 0,95 Mg C ha⁻¹ para densidades de 2500 y de 833 pies ha⁻¹, respectivamente), debido a la menor producción de biomasa aérea total obtenida en suelo agrícola para una edad de la especie forestal de diez años (1,29 y 1,64 Mg MS ha⁻¹ para 2500 y 833 pies ha⁻¹, respectivamente). La mejor calidad de estación en la experiencia realizada por Fernández-Núñez *et al.* (2010) favoreció el desarrollo del arbolado, aumentando la biomasa de pinocha en suelo agrícola y reduciendo la entrada de radiación incidente hacia el sotobosque, limitando el crecimiento del pasto herbáceo. La capacidad de secuestro de carbono de la biomasa aérea total del sotobosque de un sistema silvopastoral depende, entre otros factores, de la especie arbórea bajo la que se implanta, de la distribución de sus raíces, de si el pasto lo componen especies anuales o perennes y del manejo del sistema (elección adecuada de la densidad y de la distribución de la plantación) (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). Así, Gordon *et al.* (2005), para una edad de la especie arbórea (*Populus* sp) de trece años, describen un mayor contenido de carbono fijado por la parte aérea de la biomasa del sotobosque (7,89 Mg C ha⁻¹) que el obtenido en nuestra experiencia, justificándose por la menor densidad de la plantación de ese estudio (111 pies ha⁻¹), que favoreció la producción pascícola. Se estableció, por tanto, una clara relación negativa entre la capacidad de secuestro de carbono por parte de la biomasa aérea del sotobosque y la densidad del arbolado (Howlett *et al.* 2011), para edades avanzadas de la plantación, lo que deriva de la relación negativa encontrada entre la cobertura del arbolado y la producción potencial de pasto. Fernández-Núñez *et al.* (2010) en suelo agrícola reforestado con *Betula pubescens* L., describen como la capacidad de secuestro de carbono de la parte aérea de la biomasa del sotobosque es proporcional a la densidad de plantación. Así, para una densidad de 2500 pies ha⁻¹ el contenido de carbono fijado por la parte aérea de la biomasa del sotobosque fue de 2,39 Mg C ha⁻¹, disminuyendo a 1,46 Mg C ha⁻¹ cuando la densidad empleada fue 833 pies ha⁻¹. Esta respuesta se justifica por el mayor desarrollo en diámetro del abedul y, por tanto, las menores producciones reales de pasto herbáceo obtenidas en la densidad de 833 pies ha⁻¹, como consecuencia de la mayor interceptación de luz de la cubierta arbolada a menor densidad de plantación.

Tratamientos		Época de pastoreo				Época de estabulación							Carbono fijado por la parte aérea de la biomasa total del sotobosque (sin acículas) (Mg C ha ⁻¹)	
		Producción real de pasto (Mg MS ha ⁻¹)	Pastoreo (días año ⁻¹)	Consumo (kg MS oveja ⁻¹ día ⁻¹)	CG ₁ (oveja ha ⁻¹)	Estabulado (días año ⁻¹)	Consumo (kg MS silo oveja ⁻¹ día ⁻¹)	Necesidades de silo (Mg MS de silo ha ⁻¹)	Producción de silo (Mg MS de silo ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie de ensilado (ha)	CG (ovejas ha ⁻¹)	Producción total de biomasa aérea herbácea (Pasto-silo) (Mg MS ha ⁻¹)		
CAL	B1	1,56			4,28			0,48	7,096	0,07	4,00	2,05	0,39 b	1,10
	A1	1,16						0,36					0,58 ab	
NO CAL	B1	1,83	210	1,74	5,01	150	0,75	0,57					0,08	
	A1	2,00						0,62	0,43 b					
NF		2,84			7,76			0,88		0,12	6,83	3,71		0,55 ab

Tabla 26. Estimación del contenido de carbono en la parte aérea de la biomasa del sotobosque (sin acículas) (pasto + silo+ musgo) (Mg C ha⁻¹) en cada tratamiento evaluado en el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ CaCO₃; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero; CG₁: carga ganadera determinada en función de la producción real de pasto del año 2008; CG: carga ganadera general del sistema. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

En este estudio, no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos evaluados sobre la producción total de biomasa aérea herbácea (producción real de pasto + necesidades de silo). Sin embargo, se obtuvo un efecto significativo y positivo del tratamiento NO CAL B1 sobre la producción de musgo, en comparación con la obtenida en las parcelas encaladas que recibieron esta misma dosis de lodo (CAL B1) y con la obtenida en las parcelas no encaladas en las que se aplicaron dosis altas de este residuo (CAL A1), probablemente debido al mayor desarrollo del arbolado y a la mayor acumulación de pinocha (Mosquera-Losada *et al.* 2009), aunque de forma no significativa, en el tratamiento NO CAL B1, que produjo una disminución de la temperatura en el suelo de aquel tratamiento, favoreciendo el establecimiento y la persistencia del musgo.

La falta de respuesta significativa del contenido de carbono fijado por la parte aérea de la biomasa total del sotobosque (sin acículas) puede justificarse por las condiciones desfavorables en las que se desarrolló el pasto durante este último año de estudio (elevada cobertura arbolada y elevada acumulación de pinocha en el suelo), coincidiendo con lo descrito por Mosquera-Losada *et al.* (2009c) en un sistema silvopastoral establecido con *Pinus radiata* D. Don.

En resumen, únicamente se obtiene un efecto significativo y positivo del aporte de dosis bajas de lodo en las parcelas no encaladas (NO CAL B1) sobre la biomasa de musgo, debido al mayor desarrollo del arbolado y a la mayor producción de pinocha en este tratamiento, en relación a la obtenida en los tratamientos CAL B1 y NO CAL A1, justificándose la falta de respuesta significativa del contenido de carbono fijado por la parte aérea del pasto por las condiciones desfavorables en las que se desarrolla la biomasa aérea total (sin acículas) durante el último año de estudio.

4.4.2.2 Biomasa radical del sotobosque

El análisis de varianza realizado nos indica que no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados en este estudio sobre el contenido de carbono almacenado en la parte radical de la biomasa del sotobosque, pero sí una respuesta muy significativa a las diferentes profundidades de muestreo ($p < 0,001$).

En la Fig. 41 se representa el contenido de carbono (Mg C ha^{-1}) almacenado en la biomasa radical del sotobosque del sistema silvopastoral establecido en este estudio en los diferentes tratamientos evaluados durante el año 2008 y en las cuatro profundidades

de muestreo: 25 cm, 50 cm, 75 cm y 1 m. Se agruparon las raíces finas del arbolado y las raíces finas del pasto cuando se realizaron las separaciones en el laboratorio.

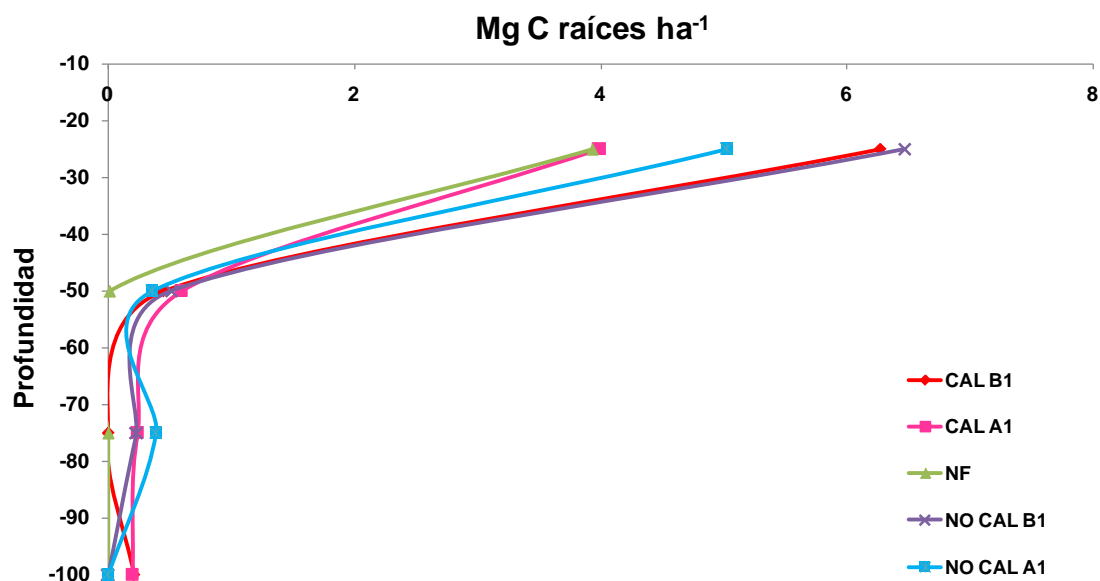


Fig. 41. Contenido de carbono almacenado (Mg C ha^{-1}) en la biomasa radical del sotobosque, en las diferentes profundidades de muestreo (25, 50, 75 y 100 cm) durante el año 2008. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha^{-1} de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento control.

El 90 % de la biomasa radical del sotobosque se localizó en los primeros 25 centímetros del suelo (Fig. 41), coincidiendo con lo descrito por Moreno *et al.* (2005b) en un estudio realizado en una dehesa localizada en el centro-oeste de España, con componente arbóreo *Quercus ilex* L. y sembrada con especies herbáceas, y siendo el patrón más observado para las especies herbáceas en el resto del mundo (Jackson *et al.* 1996). Sin embargo, Moreno *et al.* (2005b), en una dehesa en la que se realizó una siembra de *Avena sativa* L. bajo encina, observaron como la avena presentaba una mayor longitud de enraizamiento que las especies herbáceas acompañantes, encontrándose en los primeros 30 cm del perfil del suelo sólo el 78 % de la biomasa radicular.

En las parcelas que recibieron aportes de lodo (con independencia de los aportes previos de cal) la producción de biomasa radical del sotobosque estuvo comprendida entre $5,03$ y $7,20 \text{ Mg MS ha}^{-1}$, mientras que en el tratamiento control (NF) se obtuvo un valor de $3,94 \text{ Mg MS ha}^{-1}$ (Tabla 27). Por lo tanto, en la biomasa radical del sotobosque

de las parcelas fertilizadas se obtuvo un contenido de carbono acumulado (suma de las cuatro profundidades de muestreo) comprendido entre 2,50 y 3,58 Mg C ha⁻¹ y en el tratamiento control (NF) 1,96 Mg C ha⁻¹ (Tabla 27), valores similares a los descritos por Gordon *et al.* (2005) en un sistema silvopastoral establecido en suelo agrícola y repoblado con *Populus* sp (2,48 Mg C ha⁻¹). Sin embargo, el contenido de carbono almacenado por la parte radical de la biomasa del sotobosque presente en el tratamiento control (NF) de nuestro estudio fue superior al obtenido por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en suelo agrícola sin fertilizar y reforestado con *Betula pubescens* L. a una densidad de 2500 pies ha⁻¹ (0,85 Mg C ha⁻¹) y de 833 pies ha⁻¹ (0,52 Mg C ha⁻¹), debido al mayor desarrollo en profundidad de las raíces del pino en comparación con las del abedul (Fontaine *et al.* 2007; Li *et al.* 2007) y a la mayor profundidad de muestreo empleada en nuestro caso (1m), frente a los 25 cm de profundidad de muestreo de la experiencia desarrollada en suelo agrícola. Asimismo, nuestros resultados fueron superiores a los descritos en esa misma experiencia por Fernández-Núñez *et al.* (2010) cuando el pino insigne fue la especie forestal empleada (0,21 Mg C ha⁻¹). El mayor contenido de carbono almacenado por la parte radical de la biomasa del sotobosque en nuestra experiencia puede justificarse, por un lado, por la mayor profundidad de muestreo empleada en nuestro caso, como ya se ha comentado, y por otro lado por la mayor producción real de pasto obtenida en nuestro estudio, como resultado del menor desarrollo en diámetro y cierre de copas más tardío, en comparación con la experiencia realizada en suelo agrícola. Así, en nuestro caso, el contenido de carbono almacenado por el sistema radical de la biomasa del sotobosque en los primeros 25 cm del perfil del suelo estuvo comprendido entre 3,93-6,46 Mg C ha⁻¹, rango superior al obtenido en suelo agrícola.

AÑO 2008			
Tratamientos		Raíces (Mg MS ha ⁻¹)	Raíces (Mg C ha ⁻¹)
CAL	B1	6,93	3,44
	A1	5,03	2,50
NO CAL	B1	7,20	3,58
	A1	5,78	2,87
NF		3,94	1,96

Tabla 27. Contenido de carbono almacenado (suma de las cuatro profundidades de muestreo) (Mg C ha⁻¹) en la parte radical de la biomasa del sotobosque en los diferentes tratamientos evaluados durante el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha⁻¹ de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: tratamiento control.

La falta de respuesta significativa del contenido de carbono almacenado por la parte radical de la biomasa del sotobosque a los diferentes tratamientos aplicados en este estudio puede justificarse porque, aunque en el tratamiento control (NF) predominaron las especies arbustivas, las cuales presentan raíces más voluminosas (Oades 1988) y profundas que las especies herbáceas (Jobbágy y Jackson 2000) lo que aumentaría la producción radicular en este tratamiento, el cálculo de la biomasa radicular se realizó teniendo en cuenta la suma de las obtenidas en las cuatro profundidades de muestreo (25 cm, 50 cm, 75 cm y 1 m) y agrupando las raíces finas del pasto y las raíces finas del arbolado. Así, el mejor desarrollo del arbolado en las parcelas fertilizadas con lodo, en comparación con NF, y el hecho de que se trate de una especie de crecimiento rápido, con un sistema radical voluminoso y bien desarrollado en profundidad, favorecen que se incremente el contenido de carbono en las parcelas fertilizadas (Nair *et al.* 2009a; Haile *et al.* 2010). Además, en las parcelas fertilizadas también se encontró una elevada representación de gramíneas perennes, las cuales presentan un buen desarrollo radical en volumen y en profundidad (Jobbágy y Jackson 2000), aumentando el contenido de carbono almacenado por la biomasa radical de las parcelas fertilizadas.

En los sistemas silvopastorales la producción de raíces y su descomposición son procesos claves en la dinámica de nutrientes y en especial en la del carbono (Rao *et al.* 2001), la cual se ve afectada por factores como el manejo del ganado (Fynn *et al.* 2003), los periodos de pastoreo, la carga animal (Wise y Abrahamson 2007) y las condiciones

del suelo (Wenz *et al.* 2006; Thorne y Frank 2009), entre otros. A pesar de que son pocos los estudios de campo que han examinado las respuestas de la producción de biomasa subterránea a la herbívora, Rodríguez *et al.* (1995) y Ruess *et al.* (1998) demostraron que el pastoreo puede ser un factor importante en la distribución espacial de la biomasa subterránea en pastos, al encontrar que en las comunidades de zonas templadas con alta intensidad de pastoreo la mayor parte de la biomasa de las raíces se encontraba en las capas superficiales del perfil edáfico. También hay que considerar las acciones mecánicas de los animales sobre el suelo, ya que el pisoteo provoca una alta compactación de éste, dificultando el desarrollo subterráneo de las raíces y puede ocasionar una retención de agua en los poros del suelo (Fernández *et al.* 2011).

En resumen, la mayor producción de biomasa radical del sotobosque se obtuvo en los primeros centímetros del perfil del suelo. Aunque las parcelas fertilizadas presentaron a lo largo de todo el estudio un mejor desarrollo del arbolado que el tratamiento control (NF), las especies arbustivas, las cuales presentan un buen desarrollo en volumen y en profundidad, fueron más abundantes en NF, compensando el carbono almacenado por las raíces del arbolado en las parcelas fertilizadas, lo que justifica la ausencia de diferencias significativas entre tratamientos.

4.4.2.3 Contenido de carbono total en la biomasa total del sotobosque (biomasa aérea + biomasa radical fina del árbol y del pasto)

No se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre el contenido de carbono total almacenado por la biomasa del sotobosque al realizar el análisis de varianza correspondiente.

Diversos estudios han demostrado la importancia de la biomasa presente en el sotobosque de un sistema silvopastoral en la reducción de los niveles de CO₂ de la atmósfera, debido al papel que ésta desempeña en el depósito de carbono en el suelo (Jobbágy y Jackson 2000; Nguyen 2003), así como por la acumulación de este elemento en su sistema radical (Frank *et al.* 2004; Rees *et al.* 2005). Sin embargo, cuando la biomasa herbácea alcanza un nivel de equilibrio (25-30 años), como ocurre en los pastos permanentes, éstos dejan de actuar como sumidero de carbono (Follett *et al.* 2001).

En este estudio, el contenido de carbono total almacenado por la biomasa del sotobosque estuvo comprendido entre 3,45 y 5,16 Mg C ha⁻¹ en las parcelas fertilizadas con lodo (con independencia de los aportes previos de cal), mientras que en el tratamiento control (NF) fue de 3,88 Mg C ha⁻¹ (Fig. 42).

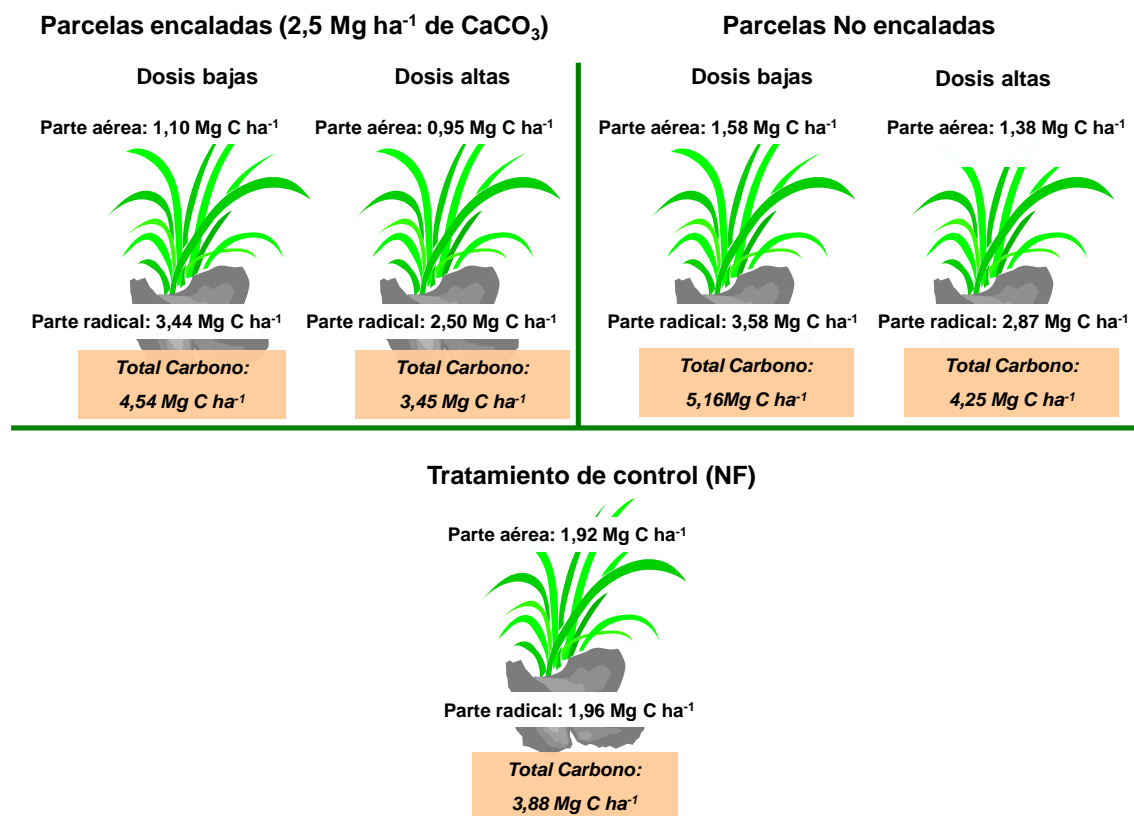


Fig. 42. Contenido total de carbono (Mg C ha⁻¹) en la biomasa aérea y radical del sotobosque en los diferentes tratamientos estudiados durante el año 2008, donde: dosis bajas: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); dosis altas: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado.

La falta de respuesta significativa del contenido de carbono total almacenado por la biomasa del sotobosque a los diferentes tratamientos evaluados en esta parte del estudio puede justificarse por las condiciones limitantes, en términos de radiación recibida, en las que se desarrolló la biomasa del sotobosque durante el último año de estudio (año 2008). Además, el menor contenido de carbono fijado por la biomasa aérea del tratamiento CAL A1, en comparación con el fijado por la biomasa aérea del tratamiento NF, aunque de forma no significativa, se vio compensado por el mayor contenido de carbono acumulado por la biomasa radical en el tratamiento CAL A1, en relación al carbono acumulado por la biomasa radical del tratamiento control, por lo que no se obtuvieron diferencias significativas entre estos dos tratamientos.

La tendencia observada en la Fig. 42 parece indicar que la fertilización con lodo de depuradora urbana, sobre todo cuando se aplicaron dosis bajas sin combinar con cal (NO CAL B1) aumentó la capacidad de fijación de carbono de la biomasa del sotobosque en un 33 % en comparación con la capacidad de la biomasa presente en el

tratamiento control (NF), justificándose por la mayor producción radicular obtenida en las parcelas fertilizadas, consecuencia del mayor crecimiento del arbolado en estas parcelas. De hecho, y tal como se muestra en la Tabla 28, aunque no se obtuvo una respuesta significativa del porcentaje de contribución de carbono por parte de las diferentes fracciones de la biomasa del sotobosque, la tendencia observada parece indicar que el 70% del carbono total obtenido en las parcelas fertilizadas con lodo procede del carbono acumulado en el sistema radical, mientras que en el tratamiento control (NF) el 50 % del carbono total obtenido en el pasto procede del sistema aéreo y el 50% restante del sistema radical.

Tratamientos		Parte aérea (%)	Parte radical (%)
CAL	B1	24,77	75,23
	A1	27,54	72,46
NO CAL	B1	30,62	69,38
	A1	32,47	67,53
NF		49,48	50,52

Tabla 28. Porcentaje de carbono en las diferentes fracciones (parte aérea y radical) de la biomasa total del sotobosque durante el último año de estudio. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha⁻¹ de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: tratamiento control.

En resumen, no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre el contenido de carbono total fijado por la biomasa del sotobosque, debido a las condiciones limitantes en las que se desarrolló el pasto durante el año 2008, viéndose compensado el menor contenido de carbono fijado por la parte aérea de la biomasa del sotobosque obtenida en el tratamiento CAL A1 en comparación con el tratamiento control, por la mayor acumulación de este elemento en la biomasa radical del primero.

4.4.3 CONTENIDO DE CARBONO EN EL SUELO

La acumulación del carbono en los ecosistemas terrestres tiene lugar tanto en el suelo como en la vegetación (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). En Galicia, zona húmeda y de suelos ácidos, la incorporación del carbono en el suelo se realiza fundamentalmente por vía orgánica, a través de la relación suelo-planta (Macías *et al.* 2005).

Después de la fotosíntesis, la respiración del suelo (raíces, microvida) es el flujo de carbono más importante en la mayoría de los ecosistemas, suponiendo un 60-70 % del total de la respiración del mismo (Uribe *et al.* 2011).

En esta tesis se ha realizado un estudio del carbono edáfico en cuatro profundidades del perfil (25 cm, 50 cm, 75 cm y a 1 m) durante el año 2010, y el resultado del ANOVA nos indica que únicamente se encontró una respuesta significativa del porcentaje de carbono edáfico a las dosis de lodo aplicadas ($p < 0,05$) a 25 cm de profundidad, no siendo significativa la respuesta encontrada en las restantes profundidades.

La evolución del porcentaje de carbono edáfico, muestra un gran paralelismo con la encontrada en las raíces, reduciéndose el contenido de carbono según profundizamos en el perfil (Perry 1994; Egiarte *et al.* 2005). Así, en los primeros 25 cm del perfil del suelo encontramos el 73% del carbono edáfico (Fig. 43) (Corre *et al.* 1999; Paul *et al.* 2002; Trettin y Jurgensen 2003; Guo y Gifford 2007; Haile *et al.* 2008), cifra ligeramente inferior a la detectada en el sistema radical anteriormente mencionado (90 %). Del mismo modo, Egiarte *et al.* (2005) en suelo forestal repoblado con pino radiata, Jiménez *et al.* (2008) en suelo tropical y Fernández-Núñez *et al.* (2010) y Howlett *et al.* (2010) en estudios llevados a cabo en suelos agrícolas repoblados con pino y abedul, describen como el 78 % del carbono orgánico se encuentra en los 25 primeros cm del suelo, ya que a esta profundidad es donde se produce la mayor acumulación de carbono edáfico procedente de parte de los componentes del sistema silvopastoral (Jobbágy y Jackson 2000; Rao *et al.* 2001), que incluye al material senescente, a la pinocha y a los restos de raíces.

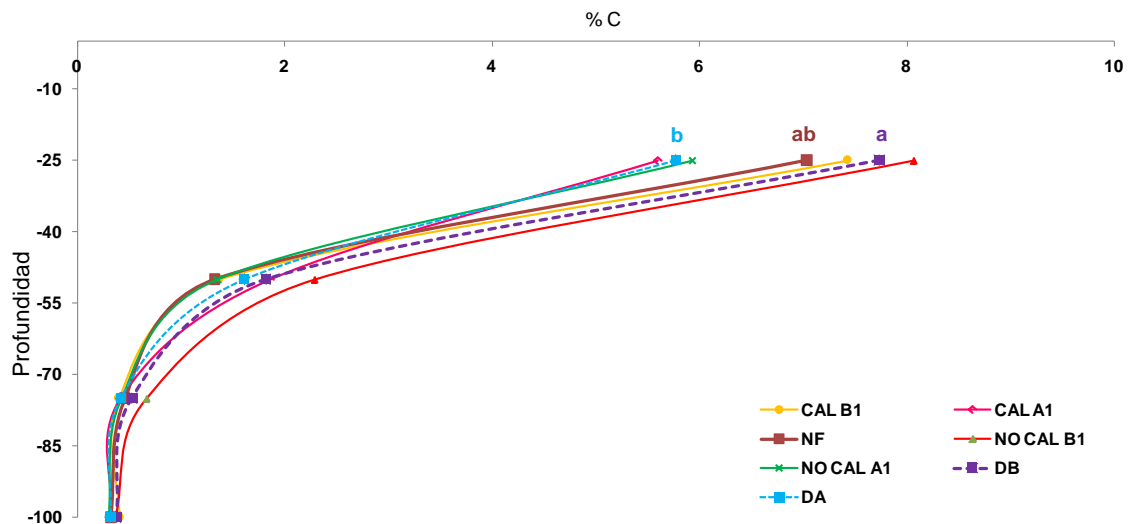


Fig. 43. Porcentaje de carbono edáfico a diferentes profundidades (25, 50, 75 y 100 cm) durante el año 2010. Donde: B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha^{-1} de N total); A1: dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento de control o No Fertilización; DB: media de las dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas; DA: media de las dosis altas de lodo de depuradora urbana aplicadas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Son numerosos los factores que influyen en la concentración de carbono almacenado en el suelo (Lal 2005). Por un lado, el comportamiento del carbono orgánico total del suelo se relaciona con el de la biomasa de raíces finas (Jobbágy y Jackson 2000; Ramos 2003), es decir, tiene una tendencia a disminuir con la profundidad, ya que una de las principales entradas de carbono al suelo es la muerte de raíces finas (Macdicken 1997; Snowdon *et al.* 2001). Además, la cantidad de carbono acumulado en el primer metro del perfil del suelo forestal se relaciona con el clima (Jobbágy y Jackson 2000; Lal 2005), con la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Chandler 1939) y con la formación de agregados y textura del suelo (Lal 2005; Moreno *et al.* 2005a). Así, estudios realizados por Jobbágy y Jackson (2000) en suelo forestal, mostraron que la cantidad de carbono acumulada en el primer metro del perfil del suelo se encontraba relacionada positivamente con el clima y la textura (a más arcilla mayor almacenamiento de carbono edáfico en el suelo, debido al efecto estabilizador de la arcilla), siendo también más alta para los climas húmedos y fríos y suelos con texturas finas, tal y como sucede en nuestro estudio y los realizados por López-Díaz (2004) y Rodríguez-Barreira (2007) en terreno de monte, todos ellos desarrollados bajo clima húmedo y con una textura del suelo franco-arcillo-arenosa. La

concentración de carbono orgánico en suelos forestales puede variar del 0 %, en suelos muy jóvenes, al 50 % en suelos orgánicos o humedales (Trettin y Jurgensen 2003).

Al comienzo de nuestra experiencia, tal como se comenta en el apartado de material y métodos (*apartado 3.1.4*) en el año 1999 se realizó un análisis de una muestra de suelo, obteniéndose un porcentaje de carbono edáfico del 5,07 % ($139,42 \text{ Mg C ha}^{-1}$) a 25 cm de profundidad, lo que nos indica, que a la vista del contenido de C obtenido en nuestro suelo en enero del año 2010 (Tabla 29), se produjo una acumulación de carbono en el suelo en todos los tratamientos evaluados, coincidiendo con lo descrito por Fernández-Núñez *et al.* (2010) y Howlett *et al.* (2011) en sistemas silvopastorales establecidos sobre terrenos agrícolas y repoblados con *Pinus radiata*. Del mismo modo, Fernández-Núñez (2007), en un sistema silvopastoral establecido sobre terreno agrícola y repoblado con *Betula pubescens* L. a dos densidades de plantación, describe un incremento del contenido de carbono acumulado en el suelo con el paso del tiempo, pasando del 4,66 % inicial al 6,61 % diez años después del establecimiento del sistema silvopastoral.

Año 2010		
Tratamientos	% C	Mg C ha ⁻¹
CAL B1	7,43	204,38
	A1	154,06
NO CAL B1	8,06	221,77
	A1	163,12
NF	7,04	193,49

Tabla 29. Porcentaje de carbono edáfico y contenido de carbono acumulado (Mg C ha^{-1}) en el año 2010 en los primeros 25 cm del perfil del suelo de los diferentes tratamientos aplicados en este estudio. Donde: CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , B1: dosis bajas de lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (50 kg ha^{-1} de N total); A1: dosis altas lodo de depuradora urbana aplicadas en febrero (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento control.

En el año 2010, el porcentaje de carbono edáfico obtenido en los primeros 25 cm del perfil del suelo de nuestra experiencia estuvo comprendido entre el 5,6 y el 8,06 % ($154,06$ y $221,77 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en las parcelas fertilizadas con lodo de depuradora urbana

(con o sin aportes previos de cal) y fue de 7,04 % ($193,49 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en el tratamiento control (Tabla 29). El contenido de carbono acumulado en el suelo del tratamiento control fue superior al descrito por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en suelo agrícola sin fertilizar, para una edad de la masa de pino radiata de once años ($145,75 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $130,48 \text{ Mg C ha}^{-1}$ a densidades de $2500 \text{ pies ha}^{-1}$ y 833 pies ha^{-1} , respectivamente), probablemente debido a la mayor abundancia de especies arbustivas en nuestro caso, las cuales acumulan gran cantidad de carbono en sus raíces (Oades 1988), así como al mayor pH en el terreno agrícola, que favoreció la mineralización de la materia orgánica del suelo, disminuyendo por tanto el contenido de carbono edáfico en el mismo (Egiarte *et al.* 2005). Sin embargo, el contenido de carbono acumulado en los primeros 25 cm del perfil del suelo de nuestro estudio fue similar al descrito por Conat *et al.* (2001) (192 Mg C ha^{-1}), por Macías *et al.* (2001), para suelos forestales de Galicia de tipo Umbrisol, como los de nuestro estudio ($125\text{-}187,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y al citado por Rodríguez-Barreira (2007) ($191\text{-}269,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en terreno de monte repoblado con pino radiata y fertilizado con dosis de lodo de depuradora urbana (480 kg ha^{-1} de N total) superiores a las aplicadas al suelo de nuestro estudio.

No se obtuvieron diferencias significativas por la aplicación de enmiendas calizas sobre el porcentaje de carbono encontrado en los primeros 25 cm del perfil del suelo de nuestro estudio (Fig. 43), quizás porque el aporte de cal provocó un aumento de la tasa de mineralización, disminuyendo por lo tanto el contenido de carbono en el suelo. Por otro lado, tampoco se observan diferencias significativas entre las parcelas que recibieron aportes de lodo y el tratamiento control (NF), coincidiendo con lo descrito por Howlett *et al.* (2010) en terreno agrícola, probablemente debido a que en el tratamiento control (NF) se obtuvo una producción real de biomasa superior a la de las parcelas fertilizadas con lodo de depuradora y, por lo tanto, una mayor producción de raíces finas, las cuales desempeñan un papel muy importante en la dinámica de fijación de carbono en el suelo (Lal 2005), compensando los mayores inputs de carbono procedentes de la pinocha en las parcelas fertilizadas con lodo de depuradora (Mosquera-Losada *et al.* 2006; Moreno y Pulido 2009). Asimismo, Harrison *et al.* (2005), en un estudio realizado en terreno forestal ubicado en las proximidades de Seattle, describen como la aplicación de lodo de depuradora urbana aumentó el contenido de carbono a 45 cm de profundidad, en relación al contenido de carbono en el tratamiento control (NF) (que no recibía aportes de lodo), probablemente debido a la disminución de la tasa de mineralización de la materia orgánica como consecuencia de

las bajas temperaturas registradas a lo largo de todo el estudio (Harrison *et al.* 2005). Sin embargo, se observa como la aplicación de dosis bajas de lodo, independientemente de que se combinen o no con cal, producen un incremento significativo del porcentaje de carbono edáfico, en relación al contenido de carbono en las parcelas que recibieron dosis altas. Así, los tratamientos CAL B1 y NO CAL B1 presentan un porcentaje de carbono edáfico de 7,43 % y 8,06 % ($204,41 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $221,73 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente) mientras que el porcentaje de carbono edáfico en las parcelas que recibieron dosis altas fue del 5,60 % cuando se combinaron con cal y del 5,93 % sin combinar con cal ($154,08 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $163,08 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente). El mayor porcentaje de carbono edáfico en las parcelas que recibieron dosis bajas de lodo de depuradora puede justificarse por la disminución de la relación C/N que produce la aplicación de dosis más altas, aumentando la tasa de mineralización del carbono (Nair *et al.* 1993; Bunker *et al.* 2005; Kirby y Potvin 2007) coincidiendo con lo descrito por Theodorou y Bowen (1990). Además, en el tratamiento B1 NO CAL el desarrollo del arbolado fue superior al de los restantes tratamientos evaluados, por lo que los aportes de carbono procedentes de las raíces del arbolado y de la pinocha fueron mayores ($25,31 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en este tratamiento que en el resto (Tabla 19a) contribuyendo al aumento del porcentaje de carbono edáfico encontrado en B1 NO CAL (Beneman 1992; Shan *et al.* 2001). Asimismo, el porcentaje de carbono edáfico en las parcelas que recibieron dosis altas de lodo fue inferior, aunque de forma no significativa, al del tratamiento control (NF) (7,03 %), probablemente debido a la mayor presencia de especies arbustivas en NF, las cuales fijan mayor contenido de carbono que las especies herbáceas, ya que la lignina presentes en su composición (Menteemeyer 1978; Melillo *et al.* 1982; Austin y Vitousek 1998) resiste durante largo tiempo en el suelo (hasta 50 años) (Oades 1988; Concha *et al.* 2007) coincidiendo con lo descrito por Jobbágy y Jackson (2000) en terreno forestal. Sin embargo, el riesgo de emisiones asociados a los incendios producidos en zonas forestales donde las especies arbustivas son las especies predominantes del sotobosque, hace que la presencia de especies leñosas sea demasiado peligrosa, especialmente en los países mediterráneos de Europa o de la región biogeográfica Atlántica del sur de Europa, donde los veranos son muy secos y por tanto el riesgo de incendios importante (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). A este respecto, numerosos estudios muestran como la utilización de sistemas silvopastorales favorecen la reducción del riesgo de incendios, ya que el ganado empleado (cabras, caballos, ovejas y vacas) actúan controlando la vegetación leñosa y favoreciendo el

encespedamiento del sotobosque (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 1998a; Silva-Pando 1988; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2005).

En resumen, únicamente a 25 cm de profundidad se observó una respuesta significativa del contenido de carbono edáfico a las diferentes dosis de lodo aplicadas en este estudio, siendo las dosis bajas de lodo las que producen un incremento significativo del carbono edáfico, en relación al contenido de carbono en el suelo de las parcelas que recibieron dosis altas, probablemente debido a la disminución de la relación C/N que produce la aplicación de dosis más altas, acelerando por tanto la tasa de mineralización del carbono en las parcelas que recibieron esta dosis de lodo.

4.4.4. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DEL GANADO

La contaminación atmosférica originada por los gases de efecto invernadero (GEI) (principalmente dióxido de carbono, metano y óxido nitroso) es muy relevante debido a sus efectos a nivel global (Pardos 2010). Estos gases son componentes normales de la atmósfera y permiten mantener la temperatura alrededor de los 15-16 °C (Canziani y Mielinicki 2007). Sin embargo, en los últimos años se ha producido un incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero como resultado de la actividad humana en general y de la ganadería en particular (De Blas *et al.* 2008).

La ganadería contribuye a la contaminación atmosférica a través de la emisión de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), gases asociados a la dieta de los animales y al manejo del estiércol (Herrero y Gil 2008).

En este estudio, y con el objetivo de conocer las emisiones de carbono procedentes del manejo de ganado en el sistema silvopastoral, se estimó, en primer lugar, la carga ganadera media que es capaz de albergar el sistema silvopastoral, y en segundo lugar las emisiones de CH₄ y de NO₂ producidas por el ganado en cada tratamiento evaluado.

4.4.4.1. Carga ganadera media del sistema (CG)

Galicia, por sus condiciones climáticas, posee una gran capacidad para producir pastos, los cuales pueden ser aprovechados directamente por el ganado en pastoreo o ser conservados, por ejemplo en forma de silo, reduciéndose así costes de producción y entradas excesivas de nutrientes propias de los sistemas intensivos (Báez *et al.* 2009).

En sistemas de pastoreo, la carga ganadera constituye un factor clave en la gestión de las praderas. Así, y según trabajos desarrollados en el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (Consellería de Medio Rural, A Coruña), es recomendable

elevar la carga ganadera para conseguir una mejor utilización del pasto y mejorar la calidad de la biomasa producida (Roca *et al.* 2008), pero este aumento también puede incrementar la emisión de gases de efecto invernadero, como el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) (Báez *et al.* 2009).

El resultado del análisis de varianza efectuado nos indica que no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre la capacidad de carga ganadera media del sistema silvopastoral de nuestra experiencia, consecuencia de la ausencia de diferencias en términos de producción de pasto en el ensayo.

En nuestro estudio la capacidad de carga ganadera del sistema silvopastoral se incrementa con el paso del tiempo, concretamente desde el año 2000 hasta el año 2004, momento en el que la sombra producida por el arbolado comienza a ser importante. Desde el año 2004 hasta el 2007, el incremento paulatino de la cobertura arbolada y de la biomasa de pinocha y de musgo en el suelo de las diferentes parcelas experimentales limita la producción real de pasto (Mosquera-Losada *et al.* 2009; Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2011) y por tanto la capacidad de carga ganadera del sistema silvopastoral, coincidiendo con lo descrito por Fernández-Núñez *et al.* (2010). Sin embargo, la poda baja realizada a comienzos del año 2008 incrementó la capacidad de carga ganadera de aquellos tratamientos en los que la recuperación del arbolado y la producción de pinocha fue menor, favoreciendo el crecimiento de la parte aérea de la biomasa herbácea del sotobosque.

A lo largo de los nueve años de estudio la capacidad de carga ganadera media del sistema silvopastoral estuvo comprendida entre 4,46 y 5,42 ovejas ha⁻¹ año⁻¹ en las parcelas fertilizadas con lodo procedente de depuradora urbana (con o sin aportes previos de cal), mientras que en el tratamiento control (NF) la carga ganadera media fue de 7,19 ovejas ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 30). La capacidad de carga ganadera media en el tratamiento control (NF) de nuestro estudio superó en un 10 % a la capacidad de carga ganadera media obtenida por Fernández-Núñez *et al.* (2010) (6,44 ovejas ha⁻¹ año⁻¹) en un sistema silvopastoral establecido en terreno agrícola sin fertilizar y reforestado con pino radiata a una densidad de 2500 pies ha⁻¹, pero fue similar a la obtenida cuando la densidad de plantación empleada fue de 833 pies ha⁻¹ (7,20 ovejas ha⁻¹ año⁻¹) (Fernández-Núñez *et al.* 2010). La mayor capacidad de carga ganadera obtenida en nuestro estudio se justifica por la mejor calidad de estación en el terreno agrícola, que favoreció el desarrollo del arbolado, alcanzándose de forma más temprana la tangencia de copa, lo que redujo la producción de pasto y la carga ganadera que sustenta. Así, para

una densidad de 2500 pies ha^{-1} , el área basimétrica ($44,35 \text{ m}^2$) fue prácticamente el doble de la correspondiente a nuestro estudio ($20,16 \text{ m}^2$) y representó el 91% cuando la densidad empleada fue de 833 pies ha^{-1} ($18,42 \text{ m}^2$) (Fernández-Núñez *et al.* 2010). Por el contrario, la capacidad de carga ganadera media del sistema silvopastoral establecido en nuestra experiencia fue inferior a la obtenida por Fernández-Núñez (2007) ($10,16$ ovejas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en terreno agrícola fertilizado con lodo procedente de industria láctea y por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en un terreno agrícola sin fertilizar ($9,18$ ovejas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), siendo en ambas experiencias la especie arbórea *Betula pubescens*, debido a la menor tasa de crecimiento y al menor desarrollo de la cubierta arbolada del abedul en comparación con el pino (Fernández-Núñez *et al.* 2010; Mosquera-Losada *et al.* 2011b), lo que permitió una mayor entrada de radiación incidente hacia la biomasa herbácea del sotobosque establecido bajo abedul, incrementando la producción de pasto y, por tanto, la carga ganadera que sustentaría.

Años 2000-2008

Tratamientos		CG media (ovejas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
CAL	B1	5,10
	A1	4,46
NO CAL	B1	5,42
	A1	5,12
NF		7,19

Tabla 30. Carga ganadera media (ovejas $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en los diferentes tratamientos evaluados después de nueve años de estudio. Donde: CG: carga ganadera media del sistema; CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 , B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

La menor cobertura arbolada y la menor producción de pinocha en el tratamiento control (NF) durante los nueve años de estudio favoreció el desarrollo de la biomasa aérea del sotobosque, como consecuencia del incremento de luz y de temperatura del suelo del tratamiento NF, por lo que la capacidad de carga ganadera de este tratamiento fue superior, aunque de forma no significativa, a la de las parcelas fertilizadas.

4.4.4.2 Emisiones de metano (CH₄)

Los animales domésticos, como vacas, cabras, ovejas, cerdos y caballos, emiten o producen metano (CH₄), el segundo gas de efecto invernadero más importante después del dióxido de carbono (CO₂) (IPCC 2006). El potencial de absorción de radiación del metano es aproximadamente 21 veces superior al del CO₂ (Moss *et al.* 2000).

Las emisiones de metano procedentes del ganado dependen del tipo, edad y peso del animal, así como de la cantidad y calidad del forraje ingerido (IPCC 2006).

Los animales pueden contribuir a la acumulación de metano de forma directa, a través de la fermentación en el rumen, en el caso de los rumiantes, o indirectamente, cuando el material fecal se descompone anaeróbicamente. Por lo tanto, para estimar las emisiones de metano (CH₄) procedentes del ganado es necesario calcular, por un lado, las emisiones derivadas de la *fermentación entérica* (Efer), y por otro las emisiones procedentes del *manejo del estiércol* (Eest) en cada tratamiento aplicado (IPCC 2006).

Los rumiantes contribuyen aproximadamente con el 18-20 % del metano producido anualmente a nivel mundial; y es una de las pocas fuentes de metano que pueden ser reducidas a través de apropiadas estrategias alimenticias (Gibbs *et al.* 1989). El metano puede representar una pérdida de 2-12 % de la energía bruta consumida (Jhonson y Jhonson 1995).

El análisis de varianza realizado nos indica que no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre las emisiones de metano procedentes del manejo de ganado.

Las emisiones de metano procedentes de la *fermentación entérica* (Efer) estuvieron comprendidas entre 0,23 y 0,25 Mg CH₄ ha⁻¹ en las parcelas que recibieron aportes de lodo de depuradora, mientras que en el tratamiento control (NF) las emisiones de metano alcanzaron un valor de 0,33 Mg CH₄ ha⁻¹ (Tabla 31). Por otro lado, las emisiones de metano procedentes del *manejo del estiércol* (Eest) fueron de 4 x 10⁻³ Mg CH₄ ha⁻¹ en las parcelas fertilizadas y de 6 x 10⁻³ Mg CH₄ ha⁻¹ en el tratamiento control (NF) (Tabla 31). Por lo tanto, en las parcelas fertilizadas con lodo, el rango obtenido de emisiones totales de metano procedentes del manejo de ganado estuvo comprendido entre 0,21 y 0,25 Mg CH₄ ha⁻¹, alcanzando un valor de 0,33 Mg CH₄ ha⁻¹ en el tratamiento control (NF). Las emisiones totales de metano (Mg CH₄ ha⁻¹) obtenidas en nuestro estudio en el tratamiento control (NF) superaron en un 10 % las emisiones de metano estimadas por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en un suelo agrícola sin fertilizar y reforestado con pino radiata a una densidad de 2500 pies ha⁻¹ (0,30 Mg

$\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1}$), debido a la mayor capacidad de carga ganadera obtenida en nuestro estudio (Tabla 24). Por el contrario, las emisiones totales de metano en nuestra experiencia fueron inferiores a las emitidas por el ganado presente en un sistema silvopastoral repoblado con *Betula pubescens* L. a una densidad de 833 pies ha^{-1} ($0,42 \text{ Mg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$) (Fernández-Núñez *et al.* 2010), debido a la mayor capacidad de carga ganadera media soportada por el sistema silvopastoral establecido bajo abedul ($9,18 \text{ ovejas ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Sin embargo, a una densidad de 2500 pies ha^{-1} , las emisiones de metano procedentes del ganado bajo abedul ($0,29 \text{ Mg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$) fueron inferiores a las obtenidas en el tratamiento control de nuestro estudio ($0,33 \text{ Mg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$), pudiendo justificarse por la menor producción de biomasa aérea del sotobosque en el suelo agrícola en estas condiciones.

Años 2000-2008		EMISIONES DE CH ₄				
Tratamientos		Efer (Mg CH ₄ ha ⁻¹)	Eest (Mg CH ₄ ha ⁻¹)	Total (Mg CH ₄ ha ⁻¹)	Equiv CO ₂ (Mg CO ₂ ha ⁻¹)	Emisiones de carbono (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)
CAL	B1	0,23	4 x 10 ⁻³	0,24	4,97	0,15
	A1	0,21	4 x 10 ⁻³	0,21	4,40	0,13
NO CAL	B1	0,25	4 x 10 ⁻³	0,25	5,31	0,16
	A1	0,23	4 x 10 ⁻³	0,24	5,00	0,15
NF		0,33	6 x 10 ⁻³	0,33	6,95	0,21

Tabla 31. Estimación de las emisiones totales de metano ($\text{Mg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$) por el ganado; sus equivalentes en CO_2 ($\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$) y en carbono ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en cada uno de los tratamientos aplicados durante el periodo de tiempo evaluado (2000-2008). Donde: Efer: emisiones de CH_4 procedentes de la fermentación entérica; Eest: emisiones de CH_4 procedentes del manejo de estiércol; Equi CO_2 : equivalente en CO_2 ; CAL: $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CaCO_3 ; B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

En resumen, después de nueve años de estudio, las mayores emisiones totales de metano se obtuvieron en el tratamiento control (NF), aunque de forma no significativa, como consecuencia de la mayor capacidad de carga ganadera en ese tratamiento, en comparación con la de las parcelas fertilizadas. La mayor capacidad de carga ganadera media en el tratamiento control se justifica por el menor desarrollo de la masa arbolada

en las parcelas que no recibieron fertilización, lo que permitió un mayor crecimiento de la biomasa aérea en el sotobosque.

4.4.4.3 Emisiones de óxido nitroso (N₂O)

El N₂O es uno de los llamados gases invernadero, con un potencial de calentamiento aproximadamente 300 veces superior al del dióxido de carbono y 15 al del metano, y presenta un tiempo de residencia en la atmósfera de 114 años (IPCC 2006).

Durante la última década se vienen investigando las diferentes fuentes de emisión de N₂O (IPCC 2000; 2001; 2006) y actualmente se ha llegado a la conclusión de que se están desestimando de forma errónea muchas de estas fuentes, quedando todavía emisores y sumideros de N₂O por identificar (Duxbury y Mosier 1993; Robertson 1993; Mosier *et al.* 1998). Hasta la fecha, en la España Húmeda se han desarrollado diversos trabajos que han investigado el efecto del tipo de abono aplicado, del laboreo, de la utilización de inhibidores de la nitrificación, de aditivos, etc. sobre la emisión de N₂O (Merino *et al.* 2002; Del Prado *et al.* 2006). Sin embargo, se detecta una falta de información en lo que respecta a la influencia del pastoreo (Báez *et al.* 2009; Follet y Reed 2010).

En este estudio se han tenido en cuenta dos fuentes de emisión de N₂O: las emisiones por parte del ganado durante el periodo en el que los animales permanecen estabulados y las correspondientes al periodo de pastoreo, computándose estas últimas en el apartado dedicado al suelo, tal y como se especifica en las Directrices del IPCC (2006).

El análisis de varianza realizado nos indica que no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados sobre las emisiones de N₂O producidas en el sistema silvopastoral establecido en esta experiencia.

El rango de emisiones de N₂O procedentes del manejo de ganado estuvo comprendido entre 11×10^{-3} y 13×10^{-3} Mg N₂O ha⁻¹ en las parcelas fertilizadas, y alcanzaron un valor de 17×10^{-3} Mg N₂O ha⁻¹ en el tratamiento control (NF) (Tabla 32).

Las emisiones N₂O procedentes del manejo de ganado en el tratamiento control (NF) fueron similares a las obtenidas por Fernández-Núñez *et al.* (2010), en terreno agrícola sin fertilizar y reforestado con pino radiata (17×10^{-3} Mg N₂O ha⁻¹). Sin embargo, Fernández-Núñez *et al.* (2010), en un sistema silvopastoral sin fertilizar y reforestado con abedul a una densidad de 2500 pies ha⁻¹, obtuvieron un incremento del

21 % en las emisiones de N_2O con respecto a las obtenidas en nuestro estudio en el tratamiento control (NF), ya que la menor tasa de crecimiento y la menor cobertura arbolada del abedul favorecen el crecimiento de la biomasa aérea del sotobosque, permitiendo al sistema silvopastoral albergar una mayor capacidad de carga ganadera, incrementándose así las emisiones de N_2O procedentes del manejo de ganado en el mismo.

Años 2000-2008		EMISIONES DE N_2O			
Tratamientos		$N_{ex_{est}}$ (Mg N ha ⁻¹)	N_2O (Mg N_2O ha ⁻¹)	Equiv CO_2 (Mg CO_2 ha ⁻¹)	Emisiones de carbono (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)
CAL	B1	0,38	12×10^{-3}	3,72	0,11
	A1	0,34	11×10^{-3}	3,29	0,10
NO CAL	B1	0,41	13×10^{-3}	3,97	0,12
	A1	0,38	12×10^{-3}	3,73	0,11
NF		0,53	17×10^{-3}	5,20	0,16

Tabla 32. Estimación de las emisiones de N_2O procedentes del ganado (Mg N_2O ha⁻¹) y sus equivalentes en CO_2 (Mg CO_2 ha⁻¹) y en carbono (Mg C ha⁻¹ año⁻¹) en los diferentes tratamientos evaluados en los nueve años de estudio. Donde: $N_{ex_{est}}$: cantidad de N excretado resultante de la gestión de estiércol; Equiv CO_2 : equivalentes en CO_2 ; CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de $CaCO_3$, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

La mayor carga ganadera obtenida, aunque de forma no significativa, en el tratamiento control (NF) (Tabla 30) justifica las mayores emisiones de N_2O en NF, en comparación con las obtenidas en los diferentes tratamientos aplicados en este estudio (Tabla 32), encontrando la misma respuesta cuando estimamos las emisiones totales de metano procedentes del manejo de ganado. Del mismo modo, Fernández-Núñez (2007), Báez *et al.* (2009) y Fernández-Núñez *et al.* (2010) describen como las mayores emisiones de N_2O se obtienen en los tratamientos en los que se obtuvo una mayor capacidad de carga ganadera.

4.4.5 ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE N₂O PROCEDENTES DEL SUELO

Durante el año 2008 la agricultura española contribuyó en un 75% a las emisiones de N₂O, siendo los suelos agrícolas y la gestión de residuos de origen animal las principales actividades responsables de este elevado porcentaje (Louro *et al.* 2010; MARM 2010).

El N₂O se genera en el suelo a partir del NO₃⁻ presente de forma natural y del procedente de los fertilizantes nitrogenados, por el proceso de desnitrificación que es activado en condiciones anaeróbicas, proceso que puede estimularse cuando se aplican fertilizantes nitrogenados ricos en materia orgánica, como los lodos de depuradora urbana. El N₂O también es un gas residual en el proceso de nitrificación del ión NH₄⁺; en este caso, la adición en condiciones aeróbicas de fertilizantes con elevado contenido en NH₄⁺ puede activar la reacción. Por tanto, el tipo de abono empleado como fertilizante (mineral u orgánico) tiene gran influencia en las emisiones de N₂O producidas (Kramer *et al.* 2006; Louro *et al.* 2010).

En este estudio para estimar las emisiones de óxido nitroso procedentes del suelo se han seguido las Directrices del IPCC (2006), por lo que se han distinguido las emisiones directas de N₂O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo), las emisiones directas procedentes del estiércol aplicado como fertilizante y las emisiones indirectas de N₂O procedentes del nitrógeno utilizado en la agricultura.

4.4.5.1 Emisiones directas de N₂O procedentes del suelo (excluyendo los efectos del pastoreo)

Para estimar las emisiones directas de N₂O procedentes del suelo de las diferentes parcelas experimentales se han determinado, en primer lugar, las **emisiones procedentes de la utilización de fertilizante exógeno (F_{SN})**, en aquellos tratamientos en los que se ha aplicado este tipo de fertilizante, y en segundo lugar las emisiones directas de **N₂O procedentes del estiércol aplicado como fertilizante**. Las **emisiones directas totales** de N₂O (excluyendo los efectos del pastoreo) serán el resultado de sumar las emisiones procedentes de la utilización de fertilizante exógeno (F_{SN}) y las emisiones derivadas del uso del estiércol como fertilizante (F_{ON}).

El resultado del análisis de varianza nos indica que no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos aplicados en este estudio sobre las emisiones directas totales de N₂O procedentes del suelo de las diferentes parcelas experimentales.

Las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo estuvieron comprendidas entre 8,96 y 12,91 kg ha^{-1} de N_2O en aquellos tratamientos en los que se aplicaron las diferentes dosis de lodo procedente de depuradora urbana (con o sin aportes previos de cal), mientras que en el tratamiento control (NF) las emisiones de N_2O procedentes del suelo disminuyeron, aunque de forma no significativa, a 7,09 kg ha^{-1} de N_2O (Tabla 33). Las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo del tratamiento control (NF) de nuestro estudio superaron en un 10 % a las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo de un sistema silvopastoral establecido en terreno agrícola sin fertilizar y reforestado con *Pinus radiata* a una densidad de 2500 pies ha^{-1} (6,35 kg ha^{-1} de N_2O) (Fernández-Núñez *et al.* 2010), debido a que la capacidad de carga ganadera media obtenida en nuestro estudio (7,19 ovejas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) fue superior a la correspondiente al terreno agrícola (6,44 ovejas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), para el mismo periodo de tiempo estudiado (nueve años). Asimismo, las emisiones de N_2O procedentes del suelo del tratamiento control (NF) de nuestro estudio superaron a las obtenidas por Fernández-Núñez *et al.* (2010) cuando la especie arbórea empleada fue el abedul a una densidad de 2500 pies ha^{-1} (6,18 kg ha^{-1} de N_2O), debido a la mejor calidad de estación en el suelo agrícola, que favoreció el desarrollo del arbolado en detrimento del pasto, mientras que a una densidad de 833 pies ha^{-1} las emisiones procedentes del suelo agrícola (9,05 kg ha^{-1} de N_2O) fueron un 21 % superiores a las estimadas en nuestro estudio, debido a la mayor capacidad de carga ganadera media en el suelo agrícola en esas condiciones.

		Emisiones directas procedentes del fertilizante				Emisiones directas procedentes del estiércol						
Tratamientos		Año	F _{SN}	FE ₁ (IPCC 2006)	Emisiones directas FSN (N ₂ O-N año ⁻¹)	N ₂ O (kg ha ⁻¹)	Nex _{est}	Frac _{perd} (IPCC, 2006)	FON (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Emisiones directas FON (N ₂ O-N año ⁻¹)	N ₂ O (kg ha ⁻¹)	EMISIONES N ₂ O TOTALES (kg N ₂ O ha ⁻¹)
CAL	B1	2000	50	0,01	0,50	0,79	39,90	0,15	33,92	0,34	0,53	8,96
		2001					13,27		11,28	0,11	0,18	
		2002					57,22		48,63	0,49	0,76	
		2003					78,97		67,13	0,67	1,05	
		2004	79,24		67,36	0,67	1,06					
		2005	49,82		42,35	0,42	0,67					
		2006	21,92		18,63	0,19	0,29					
		2007	3,20		2,72	0,03	0,04					
	2008	32,85	27,93		0,28	0,44						
	A1	2000	100		1,00	1,57	36,89		31,35	0,31	0,49	12,25
		2001					20,54		17,46	0,17	0,27	
		2002					67,12		57,05	0,57	0,90	
		2003					76,71		65,20	0,65	1,02	
		2004	67,40		57,29	0,57	0,90					
		2005	24,24		20,60	0,21	0,32					
		2006	9,04		7,68	0,08	0,12					
2007		2,16	1,84	0,02	0,03							
2008	24,72	21,01	0,21	0,33								
NO CAL	B1	2000	50	0,01	0,50	0,79	53,94	0,15	45,85	0,46	0,72	9,27
		2001					17,56		14,93	0,15	0,23	
		2002					60,62		51,53	0,52	0,81	
		2003					86,05		73,15	0,73	1,15	
		2004	65,30		55,50	0,56	0,87					
		2005	49,21		41,83	0,42	0,66					
		2006	16,44		13,98	0,14	0,22					
		2007	12,98		11,03	0,11	0,17					
	2008	38,05	32,34		0,32	0,51						
	A1	2000	100		1,00	1,57	44,88		38,15	0,38	0,60	12,91
		2001					16,44		13,98	0,14	0,22	
		2002					75,46		64,14	0,64	1,01	
		2003					81,22		69,03	0,69	1,08	
		2004	63,86		54,28	0,54	0,85					
		2005	39,07		33,21	0,33	0,52					
		2006	10,70		9,09	0,09	0,14					
2007		5,04	4,28	0,04	0,07							
2008	41,30	35,10	0,35	0,55								
NF	2000	0	0,01	0	0	46,68	39,68	0,40	0,62	7,09		
	2001					16,16	13,74	0,14	0,22			
	2002					61,03	51,87	0,52	0,82			
	2003					103,85	88,27	0,88	1,39			
	2004					111,49	94,77	0,95	1,49			
	2005					64,72	55,02	0,55	0,86			
	2006					45,38	38,57	0,39	0,61			
	2007					24,44	20,78	0,21	0,33			
2008	56,68	48,18		0,48	0,76							

Tabla 33. Estimación de las emisiones directas totales de N₂O (kg N₂O ha⁻¹) procedentes de la utilización de fertilizante sintético y del uso de estiércol aplicado como fertilizante para cada uno de los tratamientos considerados durante los nueve años de estudio. Donde: **F_{SN}**: cantidad anual de fertilizante exógeno aplicado al suelo (kg ha⁻¹ año⁻¹ de N total), **FE₁**: factor de emisión directa para emisiones de N₂O de aportes de N, **Nex_{est}**: promedio anual de excreción de N por los animales estabulados; **Frac_{perd}**: cantidad de N del estiércol que se pierde en el sistema de gestión del estiércol (almacenaje de sólidos=15%); **FON**: cantidad total anual de fertilizante de N orgánico del estiércol aplicado al suelo de este estudio, excluyendo el que se emite durante la época de pastoreo; **CAL**: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, **B**: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); **A**: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); **NF**: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

4.4.5.2 Emisiones directas de N₂O procedentes del pastoreo de los animales

Para la estimación de las emisiones directas de N₂O procedentes del pastoreo de los animales, y según se describe en el apartado de material y métodos (*apartado 3.5.5.2.2*), fue necesario calcular la cantidad anual de nitrógeno procedente de la orina y del estiércol depositado por los animales en pastoreo sobre el pasto (**F_{PRP}**).

El resultado del análisis de varianza nos indica que no se obtuvo una respuesta significativa de los diferentes tratamientos aplicados sobre las emisiones directas de N₂O procedentes del pastoreo de los animales.

El rango de emisiones directas totales (kg ha⁻¹ de N₂O) procedentes del pastoreo de los animales en los nueve años de nuestro estudio estuvo comprendido entre 8,51 y 9,05 kg ha⁻¹ de N₂O en las parcelas en las que se fertilizó con lodo procedente de depuradora urbana y alcanzó un valor de 11,99 kg ha⁻¹ de N₂O en el tratamiento control (NF) (Tabla 34). Las emisiones directas de N₂O procedentes del pastoreo de los animales en nuestro estudio en el tratamiento control (NF) fueron superiores a las descritas por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola sin fertilizar y reforestado con *Pinus radiata* D. Don, debido a la mayor capacidad de carga ganadera media en nuestra experiencia, pero inferiores a las descritas por estos mismos autores cuando la especie forestal empleada fue el abedul (15 kg ha⁻¹ de N₂O y 19 kg ha⁻¹ de N₂O , para densidades de 2500 y 833 pies ha⁻¹, respectivamente), debido a la mayor capacidad de carga ganadera obtenida en el sistema silvopastoral establecido con esta frondosa.

PASTOREO

Tratamientos		Año	F _{PRP}	FE ₄ (IPCC, 2006)	Emisiones directas (N ₂ O-N)	N ₂ O (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	EMISIONES TOTALES N ₂ O (kg ha ⁻¹ de N ₂ O)
CAL	B1	2000	57,24	0,01	0,57	0,90	10
		2001	70,28		0,70	1,10	
		2002	82,76		0,83	1,30	
		2003	94,95		0,95	1,49	
		2004	106,53		1,07	1,67	
		2005	82,33		0,82	1,29	
		2006	56,22		0,56	0,88	
		2007	28,07		0,28	0,44	
		2008	58,24		0,58	0,92	
	A1	2000	52,90		0,53	0,83	8,51
		2001	61,79		0,62	0,97	
		2002	70,46		0,70	1,11	
		2003	78,82		0,79	1,24	
		2004	87,07		0,87	1,37	
		2005	67,45		0,67	1,06	
		2006	46,52		0,47	0,73	
		2007	24,57		0,25	0,39	
		2008	52,15		0,52	0,82	
NO CAL	B1	2000	77,53	0,78	1,22	8,91	
		2001	77,01	0,77	1,21		
		2002	76,75	0,77	1,21		
		2003	76,41	0,76	1,20		
		2004	76,06	0,76	1,20		
		2005	55,86	0,56	0,88		
		2006	34,49	0,34	0,54		
		2007	11,66	0,12	0,18		
		2008	81,40	0,81	1,28		
	A1	2000	64,50	0,64	1,01	9,34	
		2001	70,99	0,71	1,12		
		2002	77,45	0,77	1,22		
		2003	83,69	0,84	1,32		
		2004	89,91	0,90	1,41		
		2005	68,78	0,69	1,08		
		2006	46,14	0,46	0,73		
		2007	22,04	0,22	0,35		
		2008	70,99	0,71	1,12		
NF		2000	67,09	0,67	1,05	13,53	
		2001	89,66	0,90	1,41		
		2002	110,93	1,11	1,74		
		2003	130,71	1,31	2,05		
		2004	149,30	1,49	2,35		
		2005	114,73	1,15	1,80		
		2006	75,80	0,76	1,19		
		2007	31,94	0,32	0,50		
		2008	90,99	0,91	1,43		

Tabla 34. Estimación de las emisiones totales de N₂O procedentes del pastoreo de los animales (kg ha⁻¹ de N₂O) en cada uno de los tratamientos evaluados durante el periodo de tiempo estudiado (2000-2008). Donde: F_{PRP}: cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositado por los animales en pastoreo sobre el pasto (kg N año⁻¹); FE₄: factor de emisión establecido para pastoreo (kg N₂O-N (kg N)⁻¹) (IPCC 2006); B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

A modo de resumen, en la Tabla 35 se muestran las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo en las diferentes parcelas experimentales (kg ha^{-1} de N_2O) correspondientes a los nueve años de estudio:

Años 2000-2008		EMISIONES DIRECTAS DE N_2O			
Tratamientos		Fertilización ($\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$)	Pastoreo ($\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$)	Totales ($\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$)	Equiv CO_2 ($\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$)
CAL	B1	8,96	8,51	17,47	5,42
	A1	12,25	7,44	19,69	6,10
NO CAL	B1	9,27	9,05	18,32	5,68
	A1	12,91	8,55	21,46	6,65
NF		7,09	11,99	19,08	5,91

Tabla 35. Estimación de las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo (kg ha^{-1} de N_2O) en las diferentes parcelas evaluadas durante el periodo de tiempo 2000-2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha^{-1} de CaCO_3 , B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

El rango de emisiones directas totales de N_2O del suelo (fertilización + pastoreo) en las diferentes parcelas evaluadas en nuestro estudio estuvo comprendido entre 17,97 y 21,46 $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ en las parcelas fertilizadas (con independencia de los aportes previos de cal) y el valor estimado en el tratamiento control fue de 19,08 $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1}$. Al comparar las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo en las diferentes parcelas evaluadas en nuestro estudio con las obtenidas por Fernández-Núñez (2007) en suelo agrícola repoblado con pino ($2500 \text{ pies ha}^{-1}$ y de 833 pies ha^{-1}) y fertilizado con lodo procedente de industria láctea, las emisiones directas totales de N_2O procedentes del suelo agrícola ($35,56 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ y $39,17 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$, para la mayor y menor densidad de plantación, respectivamente) fueron superiores a las obtenidas en nuestro estudio. Sin embargo, las emisiones directas totales obtenidas en el tratamiento control (NF) de nuestra experiencia fueron superiores a las descritas por Fernández-Núñez *et al.* (2010) sobre suelo agrícola sin fertilizar y reforestado con pino radiata a una densidad de $2500 \text{ pies ha}^{-1}$, debido al incremento de un 10 % de la capacidad de carga ganadera media en el tratamiento control (NF) de nuestro estudio.

4.4.5.3 Emisiones indirectas de N₂O

Las emisiones indirectas de N₂O en nuestro estudio proceden, por un lado, de la *volatilización o deposición atmosférica* y por otro de la *lixiviación* registrada durante el intervalo de tiempo estudiado (2000-2008) (IPCC 2006). En ambos casos se parte de los datos de la cantidad anual de N aportado con el fertilizante exógeno (F_{SN}) y de la cantidad anual de estiércol gestionado y aplicado al suelo (F_{ON}), así como de la cantidad anual de N en la orina y el estiércol depositado por los animales en pastoreo sobre el prado (F_{PRP}).

El resultado del análisis de varianza nos indica que no se obtuvo un efecto significativo de los diferentes tratamientos sobre las emisiones indirectas de N₂O durante el periodo de tiempo evaluado (2000-2009).

El rango de emisiones indirectas totales de N₂O procedentes del suelo de nuestra experiencia estuvo comprendido entre 7,03 y 8,33 kg N₂O ha⁻¹ en las parcelas fertilizadas, mientras que en el tratamiento control (NF) el valor estimado fue de 8,11 kg N₂O ha⁻¹ (Tabla 36). Las emisiones indirectas totales de N₂O procedentes del suelo del tratamiento control (NF) de nuestro estudio fueron un 10 % más elevadas que las citadas por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en suelo agrícola sin fertilizar y reforestado con pino radiata a una densidad de plantación 2500 pies ha⁻¹, debido al menor desarrollo del arbolado en nuestro estudio, permitiendo así una mayor producción real de biomasa aérea del sotobosque y por tanto un incremento en la capacidad de carga ganadera media, con respecto a la obtenida en el suelo agrícola. Sin embargo, para la densidad de 833 pies ha⁻¹ las emisiones indirectas estimadas en terreno agrícola (8,12 kg N₂O ha⁻¹) (Fernández-Núñez *et al.* 2010) fueron similares a las obtenidas en nuestra experiencia, debido a la similitud en la carga ganadera media (7,19 ovejas ha⁻¹ año⁻¹).

					Deposición atmosférica					Lixiviación				Emisiones indirectas totales	Equiv CO ₂					
Tratamientos		Año	F _{SN}	F _{ON} (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	F _{PRP}	Frac _{GASF} (IPCC, 2006)	Frac _{GASM} (IPCC, 2006)	FE ₅ (IPCC, 2006)	N ₂ O-N (kg ha ⁻¹)	N ₂ O (kg N ₂ O ha ⁻¹)	Frac _{lix} (IPCC, 2006)	FE ₆ (IPCC, 2006)	N ₂ O-N (kg ha ⁻¹)	N ₂ O (kg N ₂ O ha ⁻¹)	(kg N ₂ O ha ⁻¹)	(Mg CO ₂ ha ⁻¹)				
CAL	B1	2000	50	33,92	57,42	0,10	0,2	0,01	0,23	3,10	0,3	0,0075	0,32	3,93	7,03	2,18				
		2001		11,28	19,09				0,18											
		2002		48,63	82,33				0,41											
		2003		67,13	113,64				0,41											
		2004		67,36	114,03				0,41											
		2005	0	42,35	71,69				0,23				0,26							
		2006		18,63	31,54				0,10				0,11							
		2007		2,72	4,60				0,01				0,02							
	2008	27,93	47,28	0,15	0,17				3,15	0,41			4,43	7,58			2,35			
	A1	100	2000	31,35	53,08					0,27								0,41		
			2001	17,46	29,56					0,19								0,33		
			2002	57,05	96,58					0,41								0,57		
			2003	65,20	110,38					0,45								0,62		
		2004	57,29	96,99	0,41					0,57								0	0,11	0,12
		2005	20,60	34,88	0,04					0,05										
		2006	7,68	13,01	0,01					0,01										
2007		1,84	3,11	0,11	0,13															
2008	21,01	35,57																		
NO CAL	B1	2000	50	45,85	77,62	0,10	0,2	0,01	0,30	3,27	0,3	0,0075	0,39	4,12	7,39	2,29				
		2001		14,93	25,27				0,13				0,20							
		2002		51,53	87,24				0,33				0,42							
		2003		73,15	123,83				0,44				0,56							
		2004		55,50	93,96				0,35				0,45							
		2005	0	41,83	70,81				0,23				0,25							
		2006		13,98	23,66				0,08				0,08							
		2007		11,03	18,68				0,06				0,07							
	2008	32,34	54,75	0,17	0,20				3,50	0,31			4,83	8,33			2,58			
	A1	100	2000	38,15	64,59					0,18								0,31		
			2001	13,98	23,66					0,45								0,61		
			2002	64,14	108,58					0,47								0,64		
			2003	69,03	116,87					0,39								0,55		
		2004	54,28	91,90	0,18					0,20								0	0,05	0,06
		2005	33,21	56,22	0,02					0,03										
		2006	9,09	15,39	0,19					0,21										
2007		4,28	7,25																	
2008	35,10	59,43																		
NF	0	2000	39,68	67,18				0,21	3,82				0,24	4,29	8,11	2,51				
		2001	13,74	23,25				0,07					0,08							
		2002	51,87	87,82				0,28					0,31							
		2003	88,27	149,44				0,48					0,53							
		2004	94,77	160,44				0,51					0,57							
		2005	55,02	93,14				0,30					0,33							
		2006	38,57	65,30				0,21					0,23							
		2007	20,78	35,18				0,11					0,13							
2008	48,18	81,57	0,26	0,29																

Tabla 36. Estimación de las emisiones indirectas totales de N₂O (kg N₂O ha⁻¹) procedentes de la deposición atmosférica y de la lixiviación, para cada uno de los tratamientos considerados, durante los nueve años de este estudio. Donde: **F_{SN}**: cantidad anual de fertilizante exógeno aplicado al suelo (kg ha⁻¹ año⁻¹ de N total); **F_{ON}**: cantidad total anual de fertilizante exógeno aplicado al suelo de este estudio, excluyendo el que se deposita durante la época de pastoreo; **F_{PRP}**: cantidad anual de N de la orina y el estiércol que depositan los animales en pastoreo sobre el pasto (Kg N total año⁻¹); **Frac_{GASF}**: fracción del N del fertilizante exógeno que se volatiliza como NH₃ y NO_x (kg NH₃-N + NO_x (kg del nitrógeno en el fertilizante sintético aplicado)⁻¹) (IPCC 2006); **Frac_{ASM}**: fracción del N del fertilizante orgánico (F_{ON}) y de N de la orina y estiércol que depositan los animales en pastoreo (F_{PRP}) que se volatiliza como NH₃ y NO_x (kg NH₃-N + NO_x (kg del nitrógeno aplicado como estiércol y excretado por el ganado)⁻¹); **FE₅**: factor de emisión correspondiente a las emisiones de N₂O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en las superficies del agua kg N₂O-N (kg NH₃-N y NO_x-N volatilizados)⁻¹; **Frac_{lix}**: fracción de todo el N agregado o mineralizado en suelos gestionados en regiones donde se produce lixiviación/escurrimiento, kg N (kg de agregado)⁻¹; **FE₆**: factor de emisión para emisiones de N₂O por lixiviación y escurrimiento de N, kg N₂O-N (kg N por lixiviación/escurrimiento); CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

Por último, en la Tabla 37 se muestra el resultado de las emisiones totales de N₂O procedentes del suelo de nuestro estudio (emisiones directas + emisiones indirectas) (kg N₂O ha⁻¹), así como sus equivalentes en CO₂ (Mg CO₂ ha⁻¹) y en carbono (Mg C ha⁻¹ año⁻¹) durante los nueve años de la experiencia (2000-2008).

Años 2000-2008	Tratamientos	Directas (kg N ₂ O ha ⁻¹)	Indirectas (kg N ₂ O ha ⁻¹)	EmisionesTotales (kg N ₂ O ha ⁻¹)	Total Equiv CO ₂ (Mg CO ₂ ha ⁻¹)	Emisiones de carbono procedentes del suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	
Emisiones N ₂ O Totales (Directas + Indirectas)	CAL	B1	17,47	7,03	24,50	7,60	0,23
		A1	19,69	7,58	27,27	8,45	0,26
	NO CAL	B1	18,32	7,39	25,71	7,97	0,24
		A1	21,46	8,33	29,79	9,23	0,28
	NF	19,08	8,11	27,19	8,43	0,26	

Tabla 37. Estimación de las emisiones totales de N₂O procedentes del suelo (emisiones directas + emisiones indirectas) (kg N₂O ha⁻¹) y sus equivalentes en CO₂ (Mg CO₂ ha⁻¹) y en carbono (Mg C ha⁻¹ año⁻¹) en los nueve años del estudio. Donde: Equiv CO₂: equivalentes en CO₂; CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

El intervalo de emisiones totales de N₂O procedentes del suelo de nuestra experiencia estuvo comprendido entre 24,50 kg N₂O ha⁻¹ y 29,79 kg N₂O ha⁻¹ (Tabla 37). Las emisiones totales de N₂O fueron inferiores al intervalo obtenido por Fernández-Núñez (2007) (49,54-54,69 kg N₂O ha⁻¹), en terreno agrícola repoblado con pino radiata a una densidad de 2500 pies ha⁻¹, debido a las mayores emisiones directas e indirectas totales obtenidas en suelo agrícola. Sin embargo, en nuestra experiencia las emisiones totales de N₂O procedentes del suelo del tratamiento control (NF) supusieron un incremento del 10 % sobre las emisiones obtenidas por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en un terreno agrícola repoblado con pino radiata a una densidad de 2500 pies ha⁻¹, debido a la mayor capacidad de carga ganadera media en nuestro estudio, como consecuencia de la menor acumulación de pinocha sobre el suelo.

4.4.6 BALANCE FINAL DE CARBONO

La cuantificación del balance emisión-captura de carbono entre los diferentes componentes del sistema silvopastoral y la atmósfera, es uno de los principales retos que se plantean si se quiere incorporar la fijación de carbono como un objetivo más de la gestión forestal (Montero *et al.* 2005; Van Minnen *et al.* 2009). Así, y teniendo en cuenta cada uno de los componentes que constituyen el sistema silvopastoral

establecido en esta experiencia (arbolado, pinocha, pasto, animales y suelo), se ha estimado el balance final del ciclo de carbono en cada uno de los tratamientos evaluados (Tabla 38), la proporción relativa de contribución de carbono (%) de cada componente del sistema silvopastoral durante el periodo 2000-2008 (Fig. 44) y el porcentaje de carbono secuestrado por cada componente del sistema durante el último año de estudio (año 2008) (Tabla 39).

En este apartado de la tesis nos centraremos en el porcentaje de carbono edáfico en los primeros 25 cm del perfil, ya que no se dispone de datos iniciales por debajo de esa profundidad, los cuales serían necesarios para estimar el carbono secuestrado por el sistema silvopastoral (Jobbágy y Jackson 2000; Moreno *et al.* 2005a; Jandl *et al.* 2007). No obstante, en estos primeros centímetros del perfil del suelo se encuentra la mayor parte del carbono secuestrado, tal y como ya se ha comentado.

El resultado del análisis de varianza realizado nos indica que los diferentes tratamientos evaluados en esta parte de la tesis no influyeron de forma significativa sobre el contenido de carbono acumulado por el sistema silvopastoral ni sobre el porcentaje de contribución de carbono de los diferentes componentes del sistema durante el periodo de tiempo analizado (2000-2008). Sin embargo, se obtuvo una respuesta significativa del porcentaje de carbono acumulado en el árbol ($p < 0,001$) y en el suelo ($p < 0,01$) durante el año 2008 a los diferentes tratamientos aplicados.

El balance final de secuestro de carbono después de nueve años de estudio estuvo comprendido entre 8,03 y 18,13 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 38). El sistema silvopastoral establecido por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola sin fertilizar superó en un 34% y en un 12% (cuando se repobló con pino radiata a marco 2 x 2 m y 3 x 4 m, respectivamente) a la capacidad de secuestro de carbono de nuestro sistema, debido a la mayor fertilidad del suelo y al mayor crecimiento del arbolado en suelo agrícola, como consecuencia de la mejor calidad de estación. Además, en el caso del suelo agrícola, los niveles iniciales de carbono son más bajos que en nuestro caso, lo que incrementa el impacto del establecimiento del arbolado sobre el contenido de carbono edáfico.

Sin embargo, la capacidad de secuestro de carbono en nuestro sistema silvopastoral superó, en más del doble, a la capacidad de secuestro de carbono descrita por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola repoblado con *Betula pubescens* L. (4,10 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) y a la obtenida por Gordon *et al.* (2005) cuando la especie arbórea empleada fue *Populus* sp (2,67 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), destacando, por lo tanto, la importancia de la adecuada selección de la especie arbolada con el objeto de

incrementar el secuestro de carbono a escala global (Jandl *et al.* 2007; Reynolds *et al.* 2007).

Por otra parte, durante los nueve años evaluados en esta experiencia, se obtuvieron unos porcentajes de contribución al balance final de carbono por parte de los diferentes componentes del sistema silvopastoral situados en los intervalos 38-76 %, 1-2 %, 3-5 % y 13-50 % (para el arbolado, acículas, pasto y suelo, respectivamente) (Fig. 44), mientras que el rango de las emisiones (animales + suelo) estuvo comprendido entre el 2 y el 7 %. De forma general, e independientemente del tratamiento aplicado, el estrato arbolado y el suelo presentaron la mayor capacidad de fijación de carbono, aunque de forma no significativa, como encontraron Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola reforestado. Sin embargo, en el tratamiento control (NF) se observa como la capacidad de secuestro de carbono por parte del suelo se incrementa en un 24 % con respecto a la de la masa arbolada, probablemente debido al menor desarrollo del arbolado en las parcelas que no recibieron fertilización, como consecuencia de la competencia ejercida por las especies arbustivas, así como por la menor fertilidad en el suelo de las parcelas con ausencia de fertilización, que favoreció el desarrollo de los arbustos, lo que pudo incrementar el carbono edáfico. Por otro lado, las pérdidas de carbono producidas por el ganado fueron muy bajas, debido a la baja capacidad de carga ganadera media que sostiene este sistema silvopastoral. De hecho, y tal como podemos observar en la Fig. 44, en la mayor parte de los casos, las pérdidas de carbono se compensaron con el carbono secuestrado por el pasto y por las acículas (Vesterdal *et al.* 2002), coincidiendo con lo observado por Fernández-Núñez *et al.* (2010) en terreno agrícola.

TRATAMIENTOS		ÁRBOL (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)		PASTO (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)		SUELO (25 cm) (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	GANADO		SUELO	BALANCE DE CARBONO (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)
		Parte aérea	Pinocha	Parte radical	Parte aérea	Parte radical	Emissiones de CH ₄ (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	Emissiones de NO ₂ (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	Emissiones de NO ₂ (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	
CAL	B1	4,36	0,16	1,52	0,12	0,31	0,15	0,11	0,23	11,89
	A1	5,89	0,23	1,96	0,10	0,23	0,13	0,10	0,26	9,25
NO CAL	B1	7,94	0,17	2,56	0,17	0,32	0,16	0,12	0,24	18,13
	A1	4,34	0,15	1,52	0,15	0,26	0,15	0,11	0,28	8,03
NF		2,72	0,11	1,01	0,21	0,18	0,21	0,16	0,26	8,52

Tabla 38. Balance del ciclo de carbono (Mg C ha⁻¹ año⁻¹) durante el periodo de tiempo estudiado (2000-2008) en el sistema silvopastoral establecido. Donde: CAL: 2,5 Mg CaCO₃; B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: No fertilizado; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

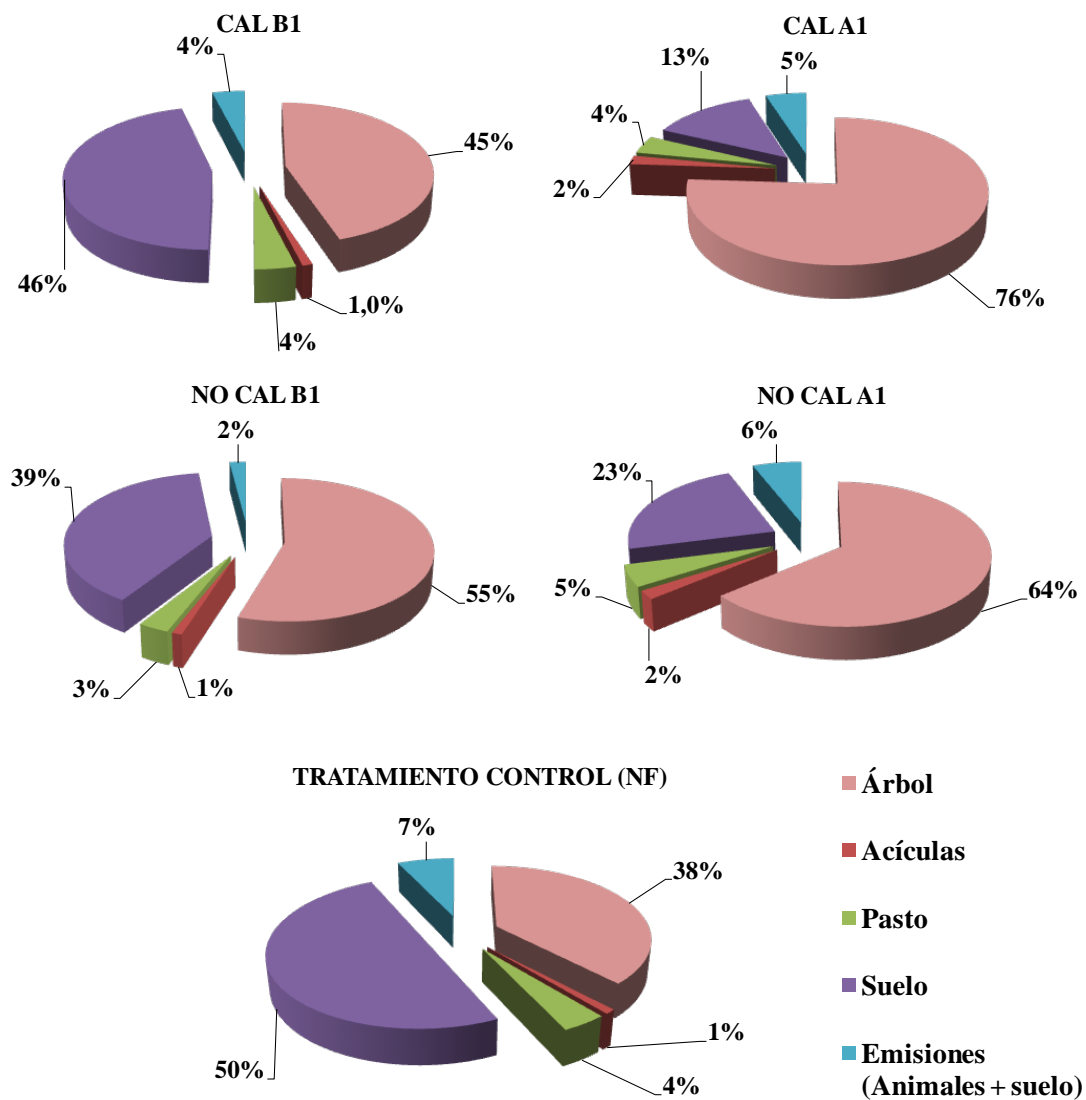


Fig. 44. Porcentaje de contribución de los diferentes componentes del sistema silvopastoral al balance final de carbono en cada tratamiento evaluado durante el periodo 2000-2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha⁻¹ de CaCO₃, B: dosis baja de lodo (50 kg ha⁻¹ de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha⁻¹ de N total); NF: tratamiento control; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero.

Si nos centramos en la proporción relativa de carbono acumulado en cada componente del sistema silvopastoral en el último año del estudio, y tal como se refleja en la Tabla 39, el suelo fue el componente del sistema silvopastoral que mayor contenido de carbono acumuló con independencia del tratamiento aplicado (65,74-82,65 %), superando en más del triple al carbono secuestrado por el pasto (1,54-1,72 %), respuesta también observada en terreno agrícola por Fernández-Núñez *et al.* (2010). De hecho, es ampliamente reconocido el importante papel de los suelos sobre el balance global de carbono en la atmósfera, siendo el destino final de la mayor parte del carbono fijado por la fotosíntesis en los ecosistemas terrestres (Lal 2004, 2005; Dresner *et al.*

2007), en donde puede residir cientos de años (Bouwman 1990). En segundo lugar se encuentra el arbolado proporcionando una contribución relativa de carbono al balance final durante el último año de estudio comprendida entre el 15,63% y el 32,70%, correspondiéndose como era de esperar, los mayores porcentajes de contribución con aquellos tratamientos que favorecieron el crecimiento del árbol.

% Carbono Acumulado

Tratamientos		Arbol	Pinocha	Pasto	Suelo
CAL	B1	21,65 bc	0,57	1,54	76,24 ab
	A1	31,77 a	0,93	1,56	65,74 c
NO CAL	B1	31,00 a	0,51	1,58	66,91 c
	A1	25,93 ab	0,65	1,72	71,70 bc
NF		15,28 c	0,35	1,72	82,65 a

Tabla 39. Acumulación relativa de carbono (estimada a partir de Mg C ha^{-1}) en los diferentes componentes del sistema silvopastoral durante el año 2008. Donde: CAL: 2,5 Mg ha^{-1} de CaCO_3 , B: dosis baja de lodo (50 kg ha^{-1} de N total); A: dosis alta de lodo (100 kg ha^{-1} de N total); NF: tratamiento control; 1: fecha de aplicación del lodo correspondiente al mes de febrero. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Durante el año 2008, las parcelas que recibieron los tratamientos CAL A1, NO CAL B1 y NO CAL A1, presentaron un porcentaje de contribución de carbono por parte del componente arbolado (31,77 %, 31 % y 25,93 %, respectivamente) significativamente superior del tratamiento control (NF) (15,28 %) (Tabla 39), debido al efecto positivo de la fertilización con lodo de depuradora sobre el desarrollo del arbolado, coincidiendo con lo observado por Conant *et al.* (2001), Dupraz *et al.* (2005) y Fernández-Núñez *et al.* (2010). Sin embargo, el suelo del tratamiento control (NF) presentó, de forma general, un porcentaje de contribución de carbono (82,65 %) significativamente superior al de las parcelas fertilizadas con lodo, debido a que en el tratamiento control (NF), tal y como se comentó en apartados anteriores, predominaron las especies arbustivas, las cuales presentan una mayor capacidad de fijación de carbono

edáfico que las especies herbáceas (Jobbágy y Jackson 2000) debido a los elevados contenidos de lignina presentes en su composición, la cual reside durante largo tiempo en el suelo (Oades 1988; Concha *et al.* 2007) compensando así el menor aporte de carbono por parte del arbolado presente en el tratamiento control (NF) (Sauer *et al.* 2007). El tratamiento control (NF) presentó durante todo el estudio los menores crecimientos del arbolado, lo que, contribuyó al incremento del carbono acumulado en el suelo de este tratamiento, ya que el menor desarrollo arbolado incrementó la luminosidad del sotobosque y la temperatura del suelo, favoreciendo la incorporación del material senescente y de las raíces, y por tanto el incremento de carbono en el suelo del tratamiento control (NF) (Mosquera-Losada *et al.* 2011b). El reducido pH en el suelo del tratamiento control (NF) también redujo la tasa de mineralización de la materia orgánica, elevando el contenido de carbono en el suelo de este tratamiento.

Por otro lado, y coincidiendo con lo señalado por Dixon (1995) y Fernández-Núñez *et al.* (2010), autores que obtuvieron un aumento de la fijación de carbono al transformar zonas agrícolas en zonas arboladas, la contribución del pasto al balance total de carbono fue muy reducida, no superando en ningún caso el 2,5 %, debido a la mayor capacidad de secuestro de carbono por parte del arbolado (Tabla 39).

Los efectos de los diversos usos de la tierra en el secuestro de carbono han sido también objeto de estudio, con especial atención en el trópico. Así, en el trabajo de Kirby y Potvin (2007), al comparar tres clases de uso de la tierra en el trópico (bosque manejado, sistema agroforestal y pastizal) encuentran sustanciales diferencias en el contenido en carbono de los tres ecosistemas (335 Mg C ha^{-1} , 145 Mg C ha^{-1} y 46 Mg C ha^{-1} , respectivamente), lo que evidencia que la protección de los bosques, evitando su conversión en pastizal, tiene un efecto muy positivo en el potencial de secuestro de carbono. Sin embargo, dado que las especies que más contribuyen son también las más apreciadas para su aprovechamiento maderero, los autores son más favorables al sistema agroforestal, como mejor equilibrio entre el secuestro de carbono y el mantenimiento de la biodiversidad (Pardos 2010).

Como conclusión señalaremos que, después de nueve años de estudio, el sistema silvopastoral establecido en esta experiencia vio incrementada su capacidad de fijación de carbono, siendo la contribución porcentual de cada uno de los compartimentos estudiados a la fijación de carbono atmosférico durante el último año de estudio la siguiente: suelo > arbolado > pasto herbáceo, alcanzándose los mayores valores absolutos del balance final del ciclo de carbono en las parcelas que recibieron el

tratamiento B1 NO CAL, aunque de forma no significativa, debido a los mayores aportes de carbono acumulado en el suelo y en la masa arbolada de dicho tratamiento. Sin embargo, el suelo del tratamiento control (NF) fue el componente del sistema silvopastoral que presentó el mayor porcentaje de contribución de carbono, pero la alta representación de especies arbustivas en NF incrementaría el peligro de incendio en este tratamiento, aumentándose así el riesgo de pérdida del carbono almacenado en el suelo.

5. CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

SUELO

✓ La combinación de enmiendas calizas y lodo de depuradora urbana, sobre todo las dosis altas, provocó, de forma general, un incremento del pH del suelo, de la CIC efectiva y de los niveles de calcio y sodio en el complejo de cambio. Por el contrario, condujo a una disminución de los niveles de aluminio, de magnesio y de potasio en el complejo de cambio, debido al fuerte antagonismo de estos elementos con el calcio.

✓ La falta de respuesta significativa del contenido de cobre y zinc total en suelo a los diferentes tratamientos aplicados se justifica por los bajos niveles de cobre en la cal, por las reducidas dosis de lodo aplicadas en este estudio y por las extracciones realizadas por el arbolado y por el pasto. Asimismo, no se obtuvieron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos en relación al contenido total y extraído por el método Mehlich en el suelo de cromo, plomo y níquel, debido a las reducidas dosis de lodo aplicadas en este estudio, así como por los altos niveles de materia orgánica encontrados en el suelo, los cuales reducirían la disponibilidad de estos elementos.

✓ En relación al efecto de las diferentes fechas de aplicación del lodo sobre el contenido de elementos en el suelo, señalaremos que los cationes presentes en mayor proporción en el lodo, como el cobre y el zinc, se encuentran en mayor medida ligados a las aplicaciones tardías, probablemente debido a la mejor incorporación y mineralización del lodo en el suelo en esas fechas.

ARBOLADO

✓ La respuesta de las variables del arbolado evaluadas (porcentaje de marras, altura total, diámetro, cobertura del suelo y pinocha) a los aportes de cal y lodo, dependió de la fase de desarrollo del arbolado y de la relación de competencia que se establece entre el pasto y el arbolado a medida que pasa el tiempo. Las mejoras causadas por el aporte de cal y lodo incrementaron el desarrollo de las especies pratenses sembradas, limitando el crecimiento inicial del arbolado. Posteriormente, la combinación de dosis altas de lodo con cal favorece el crecimiento del arbolado, inicialmente en altura y después en diámetro, lo que no ocurre con las dosis bajas, ya que el aporte de nutrientes es menor. Finalmente, en aquellos tratamientos en los

que se detectó una mayor proporción de especies arbustivas al final del estudio, se redujo el crecimiento del arbolado, ya que a medida que se desarrolla el arbolado, la separación del espacio radical entre las especies herbáceas y arbóreas favorece el crecimiento del arbolado, pero, por el contrario, la presencia de especies arbustivas lo reduce, ya que sus sistemas radicales compiten por agua y nutrientes.

PASTO

✓ La respuesta de la producción de fitomasa aérea total del sotobosque y de la producción potencial y real de pasto a los diferentes tratamientos aplicados se vio limitada por las inadecuadas condiciones meteorológicas de determinados años del estudio. Cuando éstas mejoraron, la producción de fitomasa aérea total del sotobosque se vio favorecida por el aporte temprano o tardío de lodo. En los últimos años del estudio, la producción de fitomasa aérea total del sotobosque estuvo fuertemente vinculada a la producción de pinocha, que limita el desarrollo de las especies herbáceas, obteniéndose las mayores producciones potenciales de pasto donde la biomasa de pinocha fue menor, así como las mayores producciones reales de pasto donde la cobertura arbolada fue menor.

✓ La representación de musgo en la fitomasa aérea del sotobosque se incrementa con el paso del tiempo, debido al aumento de la humedad producido por la mayor cobertura arbolada y la mayor biomasa de pinocha sobre el suelo. Por el contrario, la proporción de material senescente disminuye con el tiempo, debido a la menor producción real de pasto como consecuencia del incremento de cobertura arbolada. La aplicación de enmiendas calizas redujo el porcentaje de musgo, debido al incremento del pH y a la mejora de la estructura del suelo que provoca esta enmienda. Sin embargo, la aplicación de cal incrementó la proporción de material senescente, justificándose por el efecto positivo de los aportes de cal sobre la proporción de dactilo en el pasto.

✓ La aplicación de enmiendas calizas, así como la fertilización de forma tardía con dosis altas de lodo de depuradora urbana, incrementaron la presencia de especies sembradas en el pasto y la presencia de dactilo en todos los cortes, mientras que la presencia de trébol blanco y raigrás inglés fue prácticamente nula a partir del año 2004, debido a la elevada acidez del suelo, a las sequías detectadas durante los años iniciales del estudio y al aumento posterior de la cobertura forestal. La mayor proporción de especies espontáneas herbáceas se obtuvo en el tratamiento control

(NF), probablemente debido a la alta competencia ejercida por la especie sembrada *Dactylis glomerata* en las parcelas en donde se aplicó cal y lodo.

✓ La mayor proporción de especies arbustivas al final del estudio estuvo unida a los tratamientos en los que el crecimiento del arbolado fue menor, debido a la alta competencia en profundidad ejercida por las raíces de las especies de matorral con el arbolado.

✓ Los niveles de cobre y zinc en planta en este estudio resultaron encontrarse dentro del intervalo considerado como normal en pastos de la región templada. No se obtuvo un efecto claro de los tratamientos aplicados, probablemente debido a los bajos insumos de cobre y de zinc realizados, al efecto de los tratamientos sobre la fertilidad del suelo y el desarrollo de la vegetación, influenciado todo ello por la gran variabilidad de las condiciones meteorológicas detectadas en la zona durante el periodo de estudio.

BALANCE DE CARBONO

✓ En relación con la contribución de cada uno de los componentes del sistema a la fijación de carbono, el suelo fue el más importante, seguido del arbolado y, finalmente, el pasto herbáceo. El suelo del tratamiento control (NF) fue el componente del sistema silvopastoral que presentó mayor porcentaje de contribución de carbono al sistema, pero la alta representación de especies arbustivas encontradas en NF incrementaría el peligro de incendio en este tratamiento, aumentando el riesgo de pérdida del carbono almacenado en el suelo.

6. CONCLUSIONS

6. CONCLUSIONS

SOIL

- ✓ The combination of lime and sewage sludge, mainly at high doses, caused an increase of the soil pH, effective exchange capacity and the percentage of Ca and in the soil exchange capacity. However, it originated a reduction of the saturation of Al, Mg and K in the soil, as a result of the strong antagonism of these elements and Ca. All values of heavy metals found in soil during the evaluated years were below the levels allowed by the Spanish current legislation (R.D 1310/1990) regulating the use of sewage sludge with agricultural purposes.
- ✓ The lack of significant response of the total Cu and Zn contents in soil to the different treatments applied could be justified by the low levels of Cu in lime, by the reduced sewage sludge doses applied in this study and the extractions carried out by trees and pasture. Also, there were no significant differences between the different treatments in relation to the Cr, Pb and Ni total content and those extracted by Mehlich in soil, due to the low sewage sludge doses applied in this study as well as the high levels of organic matter found in the soil, which could have reduced the availability of these elements.
- ✓ Regarding the effect of the different dates of application of sewage sludge on soil, the cations with high proportion in sewage sludge (Cu and Zn) were mainly linked to late applications, likely due to a better incorporation and mineralization of sewage sludge in soil during that dates.

TREE

- ✓ The response of tree variables evaluated in this study (percentage of tree mortality, height, diameter, tree canopy and pine needles) to lime and sewage sludge applications depended on the tree development stage and on the competition between pasture and tree as time passes. The improvements caused by lime and sewage sludge applications increased the development of sowing species limiting the initial growth of tree. Subsequently, the combination of high sewage sludge doses with lime increased the tree growth, in height at the beginning and in diameter at the end, which do not occurs with lower doses, since the application of nutrients was lower. Finally, in the last year of the study, those treatments with a higher proportion of shrubs species, reduced tree growth. During the development

of trees, the separation of the herbaceous and tree roots in the soil depth increased tree growth, but, however, the of the sharing of the same space of shrub and tree roots reduced tree development.

PASTURE

✓ The response of the production of the total aerial phytomass understory and potential and real pasture production to the different treatments applied was limited by the unfavorable climate conditions during some of the years of the study. As soon as they improved, the production of the total aerial phytomass understory was increased by earlier or later sewage sludge inputs. During the last years of the study, the production of the total aerial phytomass was deeply linked to the pine needle deposition above the soil, which limited the physical development of herbaceous species. The highest pasture production was obtained in those treatments with lower pine needle biomass and lower tree canopy, respectively.

✓ The percentage of moss in pasture increases with time, due to the increase of humidity generated by a higher canopy tree and a higher pine needle biomass in soil. On the contrary, the proportion of senescent material decreased as time passes, due to a lower real pasture production as a consequence of the increase of the tree canopy. The application of lime reduced the moss percentage due to the improvement of the soil structure. However, the application of lime increased the proportion of senescent material. This fact can be justified by the positive effect of lime on the proportion of *Dactylis glomerata* in pasture.

✓ Lime and late fertilization with high dose of sewage sludge increased the percentage of sown species in pasture and the presence of *Dactylis glomerata* in all samplings. However, the percentage of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* was almost zero since 2004 due to the high soil acidity, the drought period happened during the first years of the study and the later increase of canopy tree. The control treatment (NF) achieved the highest proportion of spontaneous herbaceous species, probably due to the presence of the competitive sown species *Dactylis glomerata* in lime and fertilized plots.

✓ The concentrations of Zn and Cu in pasture were below the levels that are considered excessive or toxic for plants. There was no a clear effect of the different treatments applied on the Zn and Cu concentration in pasture due to the low Cu and Zn inputs performed with the sewage sludge, the effects of treatments on soil

fertility and the vegetation development, being influenced by the variability of the meteorological.

Regarding to the contribution of each component of the system to carbon sequestration, the soil was the most important, followed by the trees and the understory. Control treatment had the highest percentage of carbon in soil, however we should take into account that the presence of shrub species in this treatment increases the fire risk, therefore increasing the risk of losses of the soil stored carbon.

7. BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- ❖ Adams, M.L., Davis, M.R. and Powell, K.J. (2001). Effects of grassland afforestation on exchangeable soil and soil solution aluminium. *Australian Journal of Soil Research*. 39 (5): 1003-1004
- ❖ AFTA (Association for Temperate Agroforestry) (1999). Agroforestry practices. http://www.missouri.edu/afta/Agfo_Practices.html
- ❖ Alavalapati, J.R.R., Nair, P.K.R. (2001). Socioeconomics and institutional perspectives of agroforestry. In: Palo, M., Uusivuori, J. (eds). *World forests, society and environment: markets and policies*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. 71-81
- ❖ Alavalapati, J.R.R., Mercer, D.E., Montambault, J.R. (2004). Agroforestry systems and evaluation methodologies. In: Alavalapati, J.R.R. y Mercer D.E (eds). *Valuing Agroforestry Systems: Methods and Applications. Advances in Agroforestry*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. 2:1-8
- ❖ Alloway, B.J. (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional. London. 370 p
- ❖ Anderson, L.S. & Sinclair, F.L. (1993). Ecological interactions in agroforestry systems. *Forestry Abstracts*. 54 (6): 489-523
- ❖ Andrade-Couce, M.L., Bao-Iglesias, M., Fernández-Fernández, C.J., Guitián-Ojea, F. (1985a). Caracterización química y poder fertilizante de los lodos residuales de la planta depuradora de aguas de Santiago de Compostela. *Anales de Edafología y Agrobiología XLIV* (1-2): 143-156
- ❖ Andrade-Couce, M.L., Bao-Iglesias, M., Guitián-Ojea, F. (1985b). Adición de lodos residuales a un suelo ácido: influencia sobre el contenido total, disponibilidad y absorción por el cultivo de Zn, Pb, Cr, y Cd. *Anales de Edafología y Agrobiología*. 44 (7-8): 1141-1156
- ❖ Andrade-Couce, M.L., Mateos-Beato, A., Guitián-Ojea, F (1985c). Poder fertilizante de los lodos residuales: Efecto sobre el contenido total y disponibilidad de Fe, Mn, Cu, Co y Ni. *Anales de Edafología y Agrobiología*. 44 (7-8): 1123-1140
- ❖ Armand, D. y Etienne, M. (1996). Impact of tree canopy cover on subterranean clover over seeding productivity and use in southeastern France. *Western European Silvopastoral Systems*. INRA (ed). Francia. 71-82

- ❖ Appels, D. (2001). Forest rotation lengths under carbon sequestration payments. Conference of economists University of Western. Australia. Perth
- ❖ Austin, A.T. and. Vitousek, P.M. (1998). Nutrient dynamics on a rainfall gradient in Hawai'i. *Oecologia*. 113: 519-529
- ❖ Bailey, J.S. (1995). Liming and nitrogen efficiency: some effects of increased calcium supply and increased soil pH on nitrogen recovery by perennial ryegrass. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 26 (7-8): 1233-1246
- ❖ Báez, D., Louro, A., Roca, A., Castro, J., García, M.I. (2009). Emisiones de óxido nítrico en pastoreo rotacional. *Ecología y botánica de Pastos*. 163-170
- ❖ Balboa, M.A. (2005), Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. y *Quercus robur* L. en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 244 p
- ❖ Balocchi, O.A. and Phillips, C.J.C. (1997). Grazing and fertilizer management for establishment of *Lotus uliginosus* and *Trifolium subterraneum* under *Pinus radiata* in southern Chile. *Agroforestry Systems*. 37: 1-14
- ❖ Barbarick, K.A., Ippolito, J.A., Westfall, D.G. (1998). Extractable trace elements in the soil profile after years of biosolids application. *Journal of Environmental Quality*. 27: 801-805
- ❖ Barber, S.A. (1995). Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. John Wiley and Sons. New Zealand. 384 p
- ❖ Beaton, A., Hislop, M. (2000). Trees in agroforestry systems. En: M. Hislop, J. Claridge (eds). *Agroforestry in the UK*. 122: 31-43
- ❖ Belesky, D.P. (2005). Growth of *Dactylis glomerata* along a light gradient in the central Appalachian region of the eastern USA: I. Dry matter production and partitioning. *Agroforestry Systems*. 65: 81-90.
- ❖ Bell, P.F., James, B.R., Chaney, R.L. (1991). Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. *Journal of Environmental Quality*. 20 (2): 481-486
- ❖ Benavides, R., Douglas, Grant B., Osoro, Koldo. (2009). Silvopastoralism in New Zealand: review of effects of evergreen and deciduous trees on pasture dynamics. *Agroforestry Systems*. 76 (2): 327-350
- ❖ Benbi, D.K. y Nieder, R., (2003). Handbook of processes and modeling in the Soil-Plant System. Haworth Press Inc. New York. 762 p

- ❖ Benemann, J.R. (1992). The use of iron and other trace element fertilizers in mitigating global warming. *Journal of Plant Nutrition*. 15: 2277-2313
- ❖ Berra, G. y Finster, L. (2002) Emisión de gases de efecto invernadero, influencia de la ganadería argentina
(http://www.produccionovina.com.ar/sustentabilidad/50efecto_invernadero.pdf).
- ❖ Berti, W.R. y Jacobs, L.W. (1998). Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. *Journal Environmental of Quality*. 27 (6): 1280-1286
- ❖ Binkley, D., Carter, R. y Allen, H.L. (1995). Nitrogen fertilization practices in Forestry. In: Bacon, P.E. (ed). *Nitrogen fertilization in the environment*. Nº 57. Marcel Dekker. Inc. New York. 421-442
- ❖ Birk, E.M. (1992). Nitrogen availability in radiata pine plantations of former pasture sites in southern New South Wales. *Plant and Soil*. 143:115-125
- ❖ BOE (1990). *Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario*. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España
- ❖ Bolt, G.H., Bruggenwert, M.G.M., Kamsforst, A. (1976). Adsorption of cation in soil. In: Bolt GH, Bruggenwert MGM (eds). *Soil chemistry*. Amsterdam. 54-90
- ❖ Bouwman, A.F. (1990). Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Bouwman, A.F. (ed.). *Soils and the Green House Effect*. Wiley. Chichester. 61-127
- ❖ Brallier, S., Harrison, R.B., Charles, L.H., Dongsen, X. (1996). Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water, Air and Soil Pollution*. 86: 195-206
- ❖ Bunker, D.E., DeClerk, F., Bradford, J.C., Colwell, R.K., Perfecto, I., Phillips, O.L., Sankaran, M., Naeem, S., (2005). Species loss and above-ground carbon storage in a tropical forest. *Science*. 310 (5750): 1029-1031
- ❖ Burley, J., Ebeling, J., Costa, P.M. (2007). C sequestration as a forestry opportunity in a changing climate. In: Freer-Smith, P.H., Boradmeadow, M.S.J. and Lynch, J.M. (eds). *Forestry and climate change*. CAB International. UK. 31-37
- ❖ Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Huber, C., Kreutzer, K., Papen, H. (1998). Impacts of N-inputs by wet depositions on N-trace gas fluxes and CH₄ oxidation in spruce forest ecosystems of a temperate zone in Europe. *Atmospheric environment*. 32: 559-564

- ❖ Callaway, R.M. y Walker, L.R. (1997). Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*. 78: 1958-1965
- ❖ Calmano, W., Mangold, S., Stichnothe, H., Thöming, J. (2001). Clean-up and assessment of metal contaminated soils. In: Stegmann, R., Brunner, G., Calmano, W., Matz, G. (eds). *Treatment of Contaminated Soil-Fundamentals, Analysis, Applications*. Springer Verlag. Heidelberg. 471-490
- ❖ Calvo de Anta, R., Macías F. y Riveiro-Cruz, A. (1992). Aptitud agronómica de la provincia de A Coruña, cultivos, pino, roble, eucalipto y castaño. Diputación Provincial de A Coruña. Imprenta Provincial. Universidad de Santiago de Compostela. 88 p
- ❖ Camberato, J.J. (2001). Cation Exchange Capacity-Everything You Want to Know and Much More. Crop and Soil Environmental Science. Clemson University. Virginia
- ❖ Canet, R., Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F. (1996). Efecto de los lodos de depuradora en la producción de hortalizas y las propiedades químicas del suelo. *Investigación Agraria: Producción y Protección Vegetal*. 11 (1): 83-100
- ❖ Canet, R., Pomares, F., Tarazona, F., Estela, M. (1998). Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29(5-6): 697-716
- ❖ Canziani, P.O. y Mielinicki, D.M. (2007). Cambio climático y desarrollo limpio en Argentina. I Congreso Argentino de Nutrición Animal. Buenos Aires, Argentina. 63-67
- ❖ Carballeira, A., Devesa, C, Retuerto, R, Santillán, E, Ucieda, F. (1983). Bioclimatología de Galicia. Fundación Barrié de la Maza. Conde de FENOSA. A Coruña. 391 p
- ❖ Carranza, C.A. y Ledesma, M. (2009). Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires. Argentina.
- ❖ Carter, M.R. y Gregorich, E.G. (2007). Soil sampling and methods of análisis. CRC Press, LLC. Boca Raton, Florida. 896 p
- ❖ Castro, P., González, A., Prada, D. (1990). Determinación simultánea de nitrógeno y fósforo en muestras de pradera. XXX Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. 200-207
- ❖ CEM (1994). Microwave digestion applications manual. CED (ed). USA. 112 p

- ❖ Chandler J.R. (1939). Cation exchange properties of certain forest soils in the Adirondack section. *Journal of Agricultural Research*. 59: 491-505
- ❖ Chang, S.X., Amatya, G., Beare, M.H., Mead, D.J. (2002). Soil properties under a *Pinus radiata* ryegrass silvopastoral system in New Zealand. Part I. Soil N and moisture availability, soil C, and tree growth. *Agroforestry Systems*. 54 (2): 137-147
- ❖ Chang, S.X. y Mead, D. J. (2003). Growth of radiate pine (*Pinus radiata* D. Don) as influenced by understory species in a silvopastoral system in New Zealand. *Agroforestry Systems*. 59: 43-51
- ❖ Chaudri, A. M., Allain, C. M. G., Barbosa-Jefferson, V. L., Nicholson, F. A., Chambers, B. J., McGrath, S. P. (2000). A study of the impacts of Zn and Cu on two rhizobial species in soils of a long term field experiment. *Plant and Soil*. 221: 167-179
- ❖ Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*. 11(2): 343-355
- ❖ Concha, J., Alegre, J., Pocomucha, V. (2007). Determinación de las reservas de C en la biomasa aérea de sistemas agroforestales de *Theobroma cacao* L. en el departamento de San Martín, Perú. *Ecología aplicada*. 6 (1-2): 75-82.
- ❖ Corral, J., Morrison, J., Young, B. (1982). Grass production. In: Thomas C., Young J.W.O. (ed). *Milk from grass*. 1-19
- ❖ Corre, M.D., Schnabel, R.R., Shaffer, J.A. (1999). Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season and warm season grasses in the northeastern US. *Soil Biology & Biochemistry*. 31: 1531-1539
- ❖ Crecente-Campo, F., Marshall, P., Rodríguez-Soalleiro, R. (2009). Modeling non-catastrophic individual-tree mortality for *Pinus radiata* plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management*. 257: 1542-1550
- ❖ Cucci, G., Lacolla, G., Caranfa, L. (2008). Improvements of soil properties by application of olive oil waste. *Agronomy Sustainable Development*. 28: 521-526
- ❖ Dans del Valle, F., Fernández de Ana Magán, F.J., Romero García, A. (1999). Manual de selvicultura del pino radiata en Galicia. Escola Politécnica Superior de Lugo. Proyecto Columella. USC. Lugo. 199 p
- ❖ Davies, E.D. (1980). Applied soil trace elements. Wiley and Sons, Incorporated. 482p

- ❖ De Blas, C., García-Rebollar, P., Cambra-López, M., Torres, A.G. (2008). Contribución de los rumiantes a las emisiones de gases con efecto invernadero. XXIV Curso de Especialización FEDNA. Madrid. 121-150
- ❖ De Sherbinin, A. (2002). A Guide to Land-Use and Land-Cover Change (LUCC). Columbia University. New York. 67 p
- ❖ Del Prado, A., Merino, P., Estavillo, J.M., Pinto, M., González-Murua, C. (2006). N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. *Nutrient cycling in agroecosystems*. 74: 229-243
- ❖ Díaz-Lozano, I. (2003). Efecto de la fecha de aplicación de distintas dosis de fertilización con lodos de depuradora urbana sobre las características del pasto y del suelo. Proyecto Fin de Carrera. Escuela Politécnica Superior. Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- ❖ Dixon, R.K. (1995). Agroforestry systems: sources or sinks of greenhouse gases? *Agroforestry systems*. 31: 99-116
- ❖ DOCE. 1986. Directiva del Consejo 86/278/CEE, de 12 de Junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. L181
- ❖ DOCE. 1991. Directiva del Consejo 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. L 135
- ❖ Dodd, C.J.H; McLean, A.; Brink, V.C. (1972). Grazing values as related to tree-crown covers. *Canadian Journal of Forest Research*. 2 (3): 185-189
- ❖ Domínguez-Vivancos, A. (1984). Tratado de fertilización. Ed. Mundi-prensa. Madrid. 511 p
- ❖ Domínguez-Vivancos, A. (1997). Abonos minerales. Ed. Mundi-prensa. Madrid. 613 p
- ❖ Dresner, S., Ekins, P., McGeevor, K., Tomei, J. (2007). Forest and climate change global understandings and possible responses. In: Freer-Smith, PH., Boradmeadow, M.S.J., Lynch, J.M. (eds). *Forestry and climate change*. CAB International. Wallingford.UK. 38-48
- ❖ Dupraz, C., Burgess, P., Gavaland, A., Graves, A., Herzog, F., Incoll, L.D., Jackson, N., Keesman, K., Lawson, G., Lecomte, I., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Palma, J., Papanastasis, V., Paris, P., Pilbeam, D.J., Reisner, Y., Van Noordwijk, M., Vincent, G., Werf Van der W. (2005). SAFE FINAL REPORT. Synthesis of the SAFE project. 254 p

- ❖ Duxbury, J.M. y Mosier, A.R. (1993). Status and issues concerning agricultural emissions of greenhouse gases. In: Kaiser, H.M. and Drennen, T.E. (eds). *Agricultural Dimensions of Global Climate Change*. St. Lucie Press. Delray Beach. Florida. 229-258
- ❖ Edmeades, D.C., Smart, C.E., Wheeler, D.M., Rys, G. (1983). Effects of lime on the chemical composition of ryegrass and white clover grown on a yellow-brown loam. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 26: 473-481
- ❖ Edmeades, D.C., Blamey, F.P.C., Asher, C.J., Edwards, D.G. (1991). Effects of pH and Aluminium on the Growth of Temperate Pasture Species. II. Growth and Nodulation of Legumes. *Australian Journal of Agricultural Research*. 42: 893-900
- ❖ EEA (2003). Europe's environment: the third assessment. EEA, Copenhagen. http://reports.eea.europa.eu/environmental_assessment_report_2003_10/en/kyiv_chapter_00.pdf
- ❖ EEA (2007). Annual European Community greenhouse gas inventory 1990-2005 and inventory report 2007 Submission to the UNFCCC Secretariat. Technical report No7/2007.464p
http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2007_7/en/Full%20report%20Annual%20European%20Community%20greenhouse%20gas%20inventory%201990-2005%20and%20inventory%20report%202007.pdf
- ❖ Egiarte, G., Camps., M., Alonso, A., Ruíz-Romera, E., Pinto, M. (2005). Effect of repeated applications of sewage sludge on the fate of N in soils under Monterey pine stands. *Forest Ecology and Management*. 216: 257-269
- ❖ El-Demerdashe, S., Dahdoh, M.S.A., y Hassan, F.A. (1995). Sequential extraction of nine trace elements from sludge-amended soils. *Fertilizer Research*. 41: 77-85
- ❖ Elgersma, A., Schlegers, H. and Nassiri, M. (2000). Interactions between perennial ryegrass and white clover under contrasting N availability productivity, seasonal patterns of species composition, N₂ fixation, N transfer and N recovery. *Plant and Soil*. 221 (2): 281-299
- ❖ Elías, F. y Castellvi, F. (1996). *Agrometeorología*. Mundi Prensas (ed). Madrid. 517 p
- ❖ Estévez, J.L., Andrade, L., Marcet, P., Montero, M.J. (1998). Influencia de las propiedades del suelo en la fijación y movilidad de Zn y Cd. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*. 5: 19-27

- ❖ Etienne, M. (1996). Research on temperate and tropical silvopastoral systems: a review. In: Western European Silvopastoral Systems. Etienne, M. (ed). INRA. Paris. 5- 22
- ❖ Etienne, M. (2005). Silvopastoral management in temperate and Mediterranean areas. Stakes, practices and socio-economics constraints. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (eds). *Silvopastoralism and sustainable Land Management*. CABI Wallingford. UK. 299-311
- ❖ EPA (Environment Protection Agency) (1994). Land Application of Sewage Sludge. A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use of Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503
- ❖ FAO (1998). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports. 169 p
- ❖ FEADER (Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural) (2005). Reglamento (CE) no 1698/2005 DEL CONSEJO de 20 de septiembre de 2005 relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural. Diario oficial de la Unión Europea 21/10/2005. L 221.
<http://www.lebensministerium.at/filemanager/download/11314/,%1.92005>
- ❖ Fergusson, J.E. (1990). The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. Oxford. 614 p
- ❖ Fernández-Núñez, E. (2007). Sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. en Galicia: productividad, biodiversidad y sumideros de carbono. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- ❖ Fernández-Núñez, E., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2007a). Economic evaluation of different land use alternatives: forest, grassland and silvopastoral systems. Permanent and temporary grassland plant, environment and economy. *Grassland Science in Europe*. 12: 508-512
- ❖ Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. (2007b). Establecimiento de sistemas silvopastorales con *Pinus radiata* D. Don en zonas agrícolas abandonadas: impacto sobre la CIC y el porcentaje de saturación de aluminio. Actas de la III Reunión sobre Sistemas Agroforestales. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 22: 39-44

- ❖ Fernandez-Núñez, E., Mosquera-Losada, M.R., Cuiña-Cotarelo, R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2008). The effects of the application of limestone corrections and sludge from urban water treatment on soil fertility and on the production and quality of pasture in silvopasture using *Pinus radiata* D. Don. International Conference of Integral Valorization of the Forest Edition 2008 Non timber products. Silleda. Spain. Session 1: Silvopasture
- ❖ Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. (2010). Carbon allocation dynamics one decade after afforestation with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. under two stand densities in NW Spain. *Ecological Engineering*. 36 (7): 876-890
- ❖ Fernández, M.E., Gyenge, J.E., Licata, J., Schlichter, T.M., Bond, B.J. (2008). Belowground interactions for water between trees and grasses in temperate semiarid agroforestry system. *Agroforestry Systems*. 74: 185-197
- ❖ Fernández, N., Aldezabal, A., Laskurain, N.A. (2011). Efecto del pastoreo sobre la distribución vertical de raíces del pasto denso de montaña hábitat 6230: evidencias preliminares. En: López-Carrasco Fernández, C., Rodríguez-Rojo, M.P., San Miguel, A., Fernández-González, F., Roig-Gómez, S. (eds). *Pastos, paisajes culturales entre tradición y nuevas paradigmas del siglo XXI*. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. España. 43-48
- ❖ Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, N. (2011). Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. silvopastoral system: soil, plant biodiversity and pasture production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. (in press)
- ❖ Fynn, R., Haynes, R., O'Connor, T. (2003). Burning causes long-term changes in soil organic matter content of South African grassland. *Soil Biology and Biochemistry*. 35 (5): 677-687
- ❖ Flores-Clavete, G., González-Arráez, A., Díaz-Núñez, M. (1992). Producción ovina sobre praderas de zona costera de Galicia: efecto del sistema de pastoreo (rotacional y continuo) y de tres niveles de intensidad de pastoreo sobre la producción de pasto y producción animal. Xunta de Galicia
- ❖ Follet, R.F., Kimble, J.M., Lal, R. (2001). The potencial of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. In: Follet, R.F., Kimble, J.M., Lal, R. (eds). CRC Lewis Publishers. Boca Ratón. Florida. 442 p

Bibliografía

- ❖ Follet, R.F. y Reed, D.A. (2010). Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangeland Ecology and Management*. 63: 4-15
- ❖ Fontaine, F., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., Rumpel, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*. 450: 277-280
- ❖ Frame, J. (1990). Exploiting grass/white clovers swards. Agronomy. Training course at Koldkaergard, Landboskle, Aarhus, Denmark: 1-25
- ❖ Frank, A., Berdahl, J., Hanson, J., Liebig, M., Johnson, A. (2004). Biomass and Carbon Partitioning in Switchgrass. *Crop Science*. 44: 1391-1396
- ❖ Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E. (1987). Tree death as an ecological process. The causes, consequences and variability of tree mortality. *Bioscience*. 37 (8): 550-556
- ❖ Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in agricultural soils of Europe. *Geoderma*. 122: 1-23
- ❖ Fuentes-Yagüe, J.L. (1999). El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 327 p
- ❖ Fystro, G., Bakken, A.K. (2005). Soil reaction, yields and herbage element content as affected by lime applied on established leys in a multi-site field trial. *Journal of Agricultural Science*. 143: 407- 420
- ❖ García, P., Mombiola, F. y Mosquera, A. (1986). Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos “a monte”. I. Calcio y fósforo. *Investigación Agraria. Producción y Sanidad Animales*. 1 (3): 135-146
- ❖ García, A., Rozados, M.J., Silva-Pando, F.J., Lindner, R. (1999). Evaluation of natural populations of *Dactylis glomerata* for grazing under pinewoods. *Grassland science in Europe*. 4: 167-170
- ❖ García, A., Laurín, M., Llosa, M.J., González, V., Sanz, M.J., Porcuna, J.L. (2007). Contribución de la agricultura ecológica a la mitigación del cambio climático en comparación con la agricultura tradicional. SAE y Fundación del Instituto de Agricultura Ecológica y Sostenible. Ministerio de Medio Ambiente. 56 p

- ❖ García, A. y Wright, C. (2007). Efectos del medio ambiente sobre los requerimientos nutricionales del ganado en pastoreo. Sitio Argentino de Producción Animal
<http://agbiopubs.sdstate.edu/articles/ExEx4037-S.pdf>
- ❖ Genevini, P.L., Vismara, R. y Mezzanotte, V. (1983). Utilizo agricolo dei fanghi di depurazione. *Ingegneria ambientale*. 12(9): 1-133
- ❖ Gibbs, M. J., Lewis, L., and Hoffman, J. S. (1989). Reducing Methane Emissions from Livestock: Opportunities and Issues. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 284 p
- ❖ Gigliotti, G., Giusquiani, L.D., Businelli, D. (2001). A long-term chemical and infrared spectroscopy study on a soil amendment with municipal waste sewage sludge. *Agronomie*. 21: 169-178
- ❖ Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós M.C. (2002). Influencia de la fertilización organic sobre la evolución de las propiedades bioquímicas de estériles de minas de lignito. *Ecosistemas* (on line). 11: 59-63
- ❖ Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A. (1995). Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmenta Quality*. 24: 175-182
- ❖ Gómez-Gutiérrez, J. M. y Calabuig, L. (1992). Producción de praderas y pastizales En: *El Libro de las Dehesas Salmantinas*. Gómez-Gutiérrez, J.M. (ed.). Consejería de Medio Ambiente de Castilla y León. Salamanca: 489-513
- ❖ Gómez-Liste, C. (2002). Estudio de fertilización con lodos de industria láctea en la instalación de praderas bajo plantaciones de *Pinus radiata*. Proyecto fin de carrera. EPS Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- ❖ González-Rodríguez, A. (1992). Las praderas de gramínea y trébol y la fertilización nitrogenada en Galicia. En: Consellería de Agricultura (ed). *100 años de Investigación Agraria*. Xunta de Galicia. 383-393
- ❖ Gordon, A.M., Naresh, R.P.F., Thevathasan, V. (2006). How much carbon can be stored in Canadian agroecosystems using a silvopastoral approach? In: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (eds.). *Silvopastoralism and land sustainable management*. CAB International. Wallingford. 210-219
- ❖ Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R., (2007). Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. 2nd edn. Castlepoint press, Dalbeattie, Scotland

- ❖ Grūnewald, H., Brandt, B.K.V., Schneider, B.U., Bens, O., Kendzia, G., Hūttl, R.F. (2007). Agroforestry systems for the production of woody biomass for energy transformation purposes. *Ecological Engineering*. 29: 319-328
- ❖ Guerrero, A. (1996). El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ed. Mundi-Prensa. Bilbao. 206 p
- ❖ Guiddens, K.M., Parfitt, R.L. and Percival, H.J. (1997). Comparison of some soil properties under *Pinus radiata* and improved pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 40: 409-416
- ❖ Guitián, F. y Carballás, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro. Santiago de Compostela. 288 p
- ❖ Guo, L.B. and Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 8: 345-360
- ❖ Guo, L.B., Cowie, A.L., Montagu, K.D., Gifford, R.M. (2007). Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystem & Environmental*. 124 (3-4): 205-218
- ❖ Haile, S.G., Nair, P.K.R., Nair, V.D. (2008). Carbon storage of different soil-size fractions in Florida silvopastoral systems. *Journal Environmental of Quality*. 37: 1789-1797
- ❖ Haile, S.G., Nair, V.D., Nair, P.K.R. (2010). Contribution of trees to carbon storage in soils of silvopastoral systems in Florida, USA. *Global Change Biology*. 16: 427-438
- ❖ Häni, H., Siegenthaler, A., Candinas, T. (1996). Soil effects due to sewage sludge application in agriculture. *Fertilizer Research*. 43: 149-156
- ❖ Harris, R.F., Chesters, G., Allen, O.N. (1996). Dynamics of soil aggregation. *Advances in Agronomy*. 18: 107-169
- ❖ Harrison, R.B., Henry, C.L., Cole, D.W., Xue, D. (2005). Long-term changes in organic matter in soils receiving application of municipal biosolids. In: McFee, W., Kelly, J.M. (eds). *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soil Science Society American. Madison. 139-153
- ❖ Hawke, M.F. (1991). Pasture production and animal performance under pine agroforestry in New Zealand. *Forest Ecology and Management*. 45 (1-4): 109-118.

- ❖ Hawke, M.F. y Knowles, R.L. (1997). Temperate agroforestry System in New Zealand. In: Gordon A.M., Newman S.M. (eds). *Temperate Agroforestry Systems*. AB International. 85-118
- ❖ Herrero, M.A. y Gil. S.B. (2008). Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral*. 18: 273-289
- ❖ Hillman, J. P., Hill, J., Morgan, J. E., Wilkinson, J. M. (2003). Recycling of sewage sludge to grassland: A review of the legislation to control of the localization and accumulation of potential toxic metals in grazing systems. *Grass and Forage Science*. 58: 101-111
- ❖ Hopkins, A., Adamson, A.H., Bowling, P.J. (1994). Response of permanent and reseeded grassland to fertilizer nitrogen. 2 Effects on concentrations of Ca, Mg, K, Na, S, P, Mn, Zn, Cu, Co and Mo in herbage at a range of sites. *Grass and Forage Science*. 49 (1): 9-20
- ❖ Houghton, R.A., Davidson, E.A., Woodwell, G.M. (1998). Missing sinks, feedbacks, and understanding the role of terrestrial ecosystems in the global carbon balance. *Global Biogeochem Cycles*. 12 (1): 25-34
- ❖ Houghton R.A. (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus*. 55: 378-390
- ❖ Howlett, D.S., Mosquera-Losada, M.R., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Rigueiro-Rodríguez, A. (2011). Soil carbon storage in silvopastoral systems and treeless pasture in northwestern Spain. *Journal of Environmental Quality*. 40: 1-8
- ❖ Hue, N.V. (1988). Residual effects of sewage-sludge application on plant and soil-profile chemical composition. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 19 (14): 1633-1643
- ❖ Hue, N.V. (1992). Correcting soil acidity of a highly weathered ultisol with chicken manure and sewage sludge. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 23 (3-4): 241-264
- ❖ Ibrahim, M., Villanueva, C., Mora, J. (2006). Traditional and improved silvopastoral systems and their importance in sustainability of livestock farms. In: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (ed). *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International Publishing. Oxfordshire. UK. 13-18

- ❖ IETA (2005). Situación y tendencias del mercado de carbono
<http://carbonfinance.org/docs/CarbonMarket2005Spanish.pdf>.
- ❖ II IFN (1987). *Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1995*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España
- ❖ III IFN (1998) *Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006. La transformación histórica del paisaje forestal en Galicia*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España
- ❖ Illera, V., Walter, I., Cuevas, G., Cala, V. (1999). Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica*. 43 (3-4): 178-186
- ❖ Illera, V., Walter, I., Souza, P., Cala, V. (2000). Short-term effects of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metals distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. *The Science of the Total Environment*. 255: 29-44.
- ❖ Instituto Geológico y Minero de España (IGME) (1975). Mapa Geológico de España. Madrid. 467 p
- ❖ IPCC (Intergovernmental panel on climate change) (2000). Land Use, Land Use Change and Forestry. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)
- ❖ IPCC (Intergovernmental panel on climate change) (2001). Cambio Climático 2001: La Base Científica (Resumen Técnico). Aportación del Grupo de Trabajo I al Tercer Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático
- ❖ IPCC (Intergovernmental panel on climate change) (2006). Reporting Instructions Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory. Intergovernmental Panel on Climate Change
- ❖ Jackson, R.B., Canadell, J., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze E.D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecología*. 108: 389-411
- ❖ Jandl, R. (2001). Secuestro de carbono en bosques. El papel del suelo. Taller Internacional sobre secuestro de carbono. IUFRO-RIFALC. Mérida, Venezuela
- ❖ Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagerdom, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*. 137: 253-268

- ❖ Jiménez, J.J., Lal, R., Leblanc, H.A., Russo, R.O., Raut, Y. (2008). The soil C pool in different agroecosystems derived from the dry tropical forest of Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Engineering*. 34: 289-299
- ❖ Jobbágy E.G. y Jackson R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*. 10: 423-436
- ❖ Johnson, D.W. (1992). Base cation distribution and cycling. En: Johnson DW, Lindberg SE (eds). *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. A synthesis of the integrate forest study*. Springer Verlag. New York. 275-337
- ❖ Jones, J.B. (1972). Plant tissue analysis for micronutrients. En: Micronutrients in Agriculture. *Soil Science of Society of American*. 14: 319-346
- ❖ Juárez, M. y Sánchez, J. (1996). Fósforo en agricultura. Ed Universidad de Alicante. Alicante. 183 p
- ❖ Juste, C. y Soldá, P. (1998). Influence de l'addition de différentes matières fertilisantes sur la biodisponibilité du cadmium, du manganese, du nickel et du zinc contenus dans un sol sableux amendé par des boues de estation d'épuration. *Agronomie*. 8 (10): 897-904
- ❖ Kabata-Pendías, A. y Pendías, H. (1985). Trace Elements in Soils and Plants. Ed. CRC Press, Inc. Florida. 432 p
- ❖ Kabata, A. (2001). Trace elements in soils and plants. Ed.CRC Press, Inc. Florida. 413 p
- ❖ King, K.F.S. (1980). Múltiple-Use Research. IUFRO/ MAB Conference: *Research on Multiple Use of Forest Resources*. U.S.D.A. Forest Service. GTR WO-25. 1-9
- ❖ Kirby, K.R. y Potvin, C. (2007). Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and Management*. 246 (2-3): 208-221
- ❖ Kneeshaw, D.D. y Bergeron, Y. (1998). Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology*. 79: 783-794.
- ❖ Knowles, R.L. (1991). New Zealand experience with silvopastoral systems: A review. *Forest Ecology and Management*. 45 (1-4): 251-267
- ❖ Knowles, R.L., Horvath, G.C., Carter, M.A., Hawke, M.F. (1999). Developing a canopy closure model to predict overstorey/understorey relationships in *Pinus radiata* silvopastoral systems. *Agroforestry Systems*. 43 (1-3): 109-119

- ❖ Konôpka, B., Patik, J., Moravcik, M., Lukac, M. (2010). Biomass partitioning and growth efficiency in four naturally regenerated forest tree species. *Basic and applied ecology*. 11(3): 234-243
- ❖ Kowalenko, C.G. (2001). Assessment of Leco CNS-2000 analyzer for simultaneously measuring total carbon, nitrogen and sulphur in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32 (13-14): 2065-2078
- ❖ Krahulec, F., Skalova, H., Herben, T., Hadincova, V., Wildova, R., Pechackova, S., (2001). Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain Meadows. *Applied Veg. Science*. 4: 97-102
- ❖ Kramer, S.B., Reganold, J.P., Glover, J.D., Bohannon, B.J.M., Mooney, H.A (2006). Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 103: 4522-4527
- ❖ Kyriazopoulos, A.P., Koukoura, Z., Nastis, A.S. (1999). Effects of wild cherry and grazing on the herbaceous understorey and its crude protein content. *Grassland Science in Europe*. 4:187-190
- ❖ Labrador, J. (1996). La materia orgánica en los agroecosistemas. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 174 p
- ❖ Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 304: 1623-1627.
- ❖ Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*. 220: 242-258
- ❖ Lamb, R. (1993). More than wood. *Forestry Topics Report*. 4: 6-52. FAO Forestry Department
- ❖ Lavery, P.B (1986). *Pinus radiata*- an introduction to the species. In: Lavery, P.B (ed). *Plantation Forestry with Pinus radiata*. N°12. School of Forestry. University of Canterbury. New Zealand. 255p
- ❖ Leblic, G. (2004). Un futuro sostenible: Planes y Programas de la Administración Central. Actualidad y futuro del sector forestal. Jornada debate administración Empresas. 4ª Mesa Redonda
- ❖ Lee, Y.J. (1971). Predicting mortality for even-aged stands of lodgepole pine. *The Forestry Chronicle*. 47: 29-32
- ❖ Leng, R.A. (1993). Quantitative ruminant nutrition - A green science. *Australian Journal of Agricultural Research*. 44: 363-80

- ❖ Lenore, A. (2004). Production and nutritive value in a temperate Appalachian Silvopasture. Thesis Faculty of the Virginia Polytechnic Institute
- ❖ Li, Z.P., Han, F.X., Su, Y., Zhang, T.L., Sun, B., Monts, D.L., Plodinec, M.J. (2007). Assessment of soil organic and carbonate carbon storage in China. *Geoderma*. 138: 119-126
- ❖ López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R. y Rigueiro-Rodríguez, A. (1999a). Nitrogen mineralization from different sewage sludge doses in grasslands. 10th Nitrogen Workshop. 1: 1-27
- ❖ López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R. y Rigueiro-Rodríguez, A. (1999b). Mixed prairies under pines growing with different sewage sludge doses in lowlands. *Grassland Science in Europe*. 4: 383-386
- ❖ López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. (2001). Liming and organic fertilization effect on *Pinus radiata* D. Don growth and on pasture production in silvopastoral systems. III Congreso Forestal Español. Granada. 5: 171-173
- ❖ López-Díaz, M.L. (2004). Fertilización con lodos de depuradora urbana en sistemas silvopastorales. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- ❖ López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2005). Variaciones del contenido de zinc en suelo y planta tras la aplicación de lodos de depuradora en un sistema silvopastoral. IV Congreso Forestal Español. Zaragoza. 260-266
- ❖ López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2007). Lime, sewage sludge and mineral fertilization in a silvopastoral system developed in very acid soils. *Agroforestry Systems*. 70: 91-101
- ❖ López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. (2009). Influence of pasture botanical composition and fertilization treatments on tree growth. *Forest Ecology and Management*. 257 (4): 1363-1372
- ❖ López-Mosquera, M.E. (1995). Enmiendas. Corrección de la acidez. Encalado. Gestión de la materia orgánica en explotaciones Agrícolas. (Monografía docente). Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. 55 p

Bibliografía

- ❖ López-Mosquera, M. E., Barros, R., Sainz, M. J., Carral, E., Seoane, S. (2005). Metal concentrations in agricultural and forestry soils in northwest Spain: Implications for disposal of organic wastes on acid soils. *Soil Use Management*. 21: 298-305
- ❖ Losada, M.A. (2009). Variabilidad climática, procesos litorales y evolución de costas. RAI. Seminario. Madrid
- ❖ Loué, A. (1988). Los microelementos en agricultura. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 354 p
- ❖ Louro, A., Báez, D., García, M.I., Castro, J. (2010). Emisiones de óxido nitroso en un suelo cultivado con maíz tras el aporte de distintos tipos de fertilizante. Pastos: Fuente Natural de Energía. 4ª Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes. 291-297
- ❖ Macdicken, K. (1997). A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development. Arlington. 45 p
- ❖ Macías, F. y Calvo de Anta, R. (1992). Suelos de la Provincia de La Coruña. Diputación Provincial de La Coruña. La Coruña. 85 p
- ❖ Macías, F. y Calvo de Anta, R. (2001). Los suelos de Galicia. En: Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia. (ed). Atlas de Galicia. Consellería de Presidencia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. Tomo 1: Medio Natural. 173-217
- ❖ Macías, F., Calvo, R., Arce, F., Bulnes, C., López, R. (2001). Los suelos como sumidero de carbono: materia orgánica de los suelos de Galicia. XXII Reunión Nacional de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo
- ❖ Macías, F., Camps Arbestain, M., Rodríguez Lado, L. (2005). Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. IBADER. Recursos Rurais. 1: 71-85
- ❖ Mahler, R.J. y Ryan, J.A. (1988). Cadmium sulfate applications to sludge-amended soils: II. Extraction of Cd, Zn and Mn from solid phases. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 19 (15): 1747-1770
- ❖ Mälkönen, E., Derome, J., Fritze, H., Helmisaari, H.S., Kukkola, M. (1999). Compensatory fertilization of Scots pine stands polluted by heavy metals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 55: 239-268

- ❖ Marcos, J.E., Marcos, E., Taboada, A., Tárrega, R. (2007). Comparison of community structure and soil characteristics in different aged *Pinus sylvestris* plantations and a natural pine forest. *Forest Ecology and Management*. 247:35-42
- ❖ Marschner, B., Stahr, K., Renger, M. (1992). Lime effects on pine forest floor leachate chemistry and element fluxes. *Journal of Environmental Quality*. 21: 410-419
- ❖ Marey-Pérez, M.F.; Crecente-Maseda, R.; Rodríguez-Vicente, V. (2004). Claves para comprender los usos del monte en galicia (España) en el siglo XX. II Simposion Iberoamericano de Gestión y Economía Forestal http://www.gruponahise.com/simposio/papers%20pdf/3%20M.%20Francisco%20Marey_P%E9rez_I.pdf
- ❖ MARM (Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino) (2007). Anuario de estadística agroalimentaria 2006 con datos del 2004, 2005 y 2006. Secretaria general técnica. Madrid. 973 p
- ❖ MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural Marino) (2010). Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera. Años 1990-2008. Secretaría de Estado de Cambio Climático. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. 74 p
- ❖ Martínez-Jauregui, B. (2007). Pastoreo de brezales-tojales por pequeños rumiantes: efectos de la quema, especie animal, raza y carga sobre la flora y fauna. PhD. Universidad de Oviedo. España
- ❖ Martins, A.L., Bataglia, O.C., Camargo, O.A. (2003). Cooper, nickel and zinc phytoavailability in an oxisol amend with sewage sludge and liming. *Scientia Agricola*. 60 (4): 747-754
- ❖ McAdam, J. (1991). An evaluation of tree protection methods against Scottish Blackface sheep in an upland agroforestry system. En: Jarvis, P.G. (ed). *Agroforestry: principles and practice*. Elsevier. 119-126
- ❖ McAdam, J. y Hoppe, G.M. (1996). Pasture production between trees in a silvopastoral agroforestry system. *Grassland Science in Europe*. 1: 119-122
- ❖ McAdam, J. y Sibbald, A. (2000). Grazing livestock Management. In: Hislop M., Claridge J. (eds). *Agroforestry in the UK*. Forestry Commision. 122. HMSO. London. 44-57

- ❖ McAdam, J. (2005). Silvopastoral systems in North-West Europe. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro- Rodríguez, A. (eds). *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing. Oxfordshire. UK. 19-23
- ❖ McBride, M. B., Richards, B. K., Steenhuis, T. (2004). Bioavailability and crop uptake of trace elements in soil columns amended with sewage sludge products. *Plant and Soil*. 262: 71-84
- ❖ McGrath, S.P., Chaudri, A.M., Giller, K.E. (1995). Long term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganism and plants. *Journal of Industrial Microbiology*. 14: 94-104
- ❖ McLean, E.O. (1971). Potentially beneficial effects from liming. Chemical and physical. *Soil & Crop Science Society of Florida*. 31: 189-196
- ❖ Mehlich, A. (1976). New buffer pH method for rapid estimation of exchangeable acidity and lime requirements of soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 7 (7): 637-652
- ❖ Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore. J.F. (1982). Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*. 63: 621-626
- ❖ Mentemeyer, V. (1978). Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*. 59: 465-472
- ❖ Merino, P., Estavillo, J.M., Graciolli, L.A., Pinto, M., Lacuesta, M., Muñoz-Rieda, A., González-Murua, C. (2002). Mitigation of N₂O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. *Soil use and management*. 18: 135-141
- ❖ Merino, A., Rey, C., Brañas, J., Rodríguez-Soalleiro, R. (2003). Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. 12 (2): 85-98
- ❖ Merino, A., Balboa, M., Rodríguez-Soalleiro, R., Álvarez González, J. G. (2005). Nutrients exports Ander different harvesting regimes in southern Europe. *Forest Ecology and Management*. 207 (3): 325-339
- ❖ Miao-Miao, H., Guang-Ming T., Xing-Qing, L., Yi-Tong, Y., Jian-Yang, W., Gen-Di, Z. (2007). Effects of two sludge application on fractionation and phytotoxicity of Zn and Cu in soil. *Journal of Environmental Sciences*. 19: 1482-1490

- ❖ MMA (Ministerio de Medio Ambiente) (1998). III Inventario Forestal de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 229 p.
- ❖ MMA (Ministerio de Medio Ambiente) (2006). Plan integrado de residuos 2007_2015
http://www.mma.es/secciones/calidad_contaminacion/residuos/planificacion_residuos/pdf/borradorpnir_anexo5.pdf
- ❖ MMA (Ministerio de Medio Ambiente) (2007a). Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España. Años 1990-2005. Comunicación a la Comisión Europea (Decisiones 280/2004/CE y 2005/166/CE). Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 330 p
- ❖ Mombiela, F.A. (1983a). Efecto de la cal y del fósforo sobre las transformaciones de nitrógeno en dos suelos ácidos de Galicia. *Instituto de Investigaciones Agropecuarias*. 24: 269-280
- ❖ Mombiela, F.A. (1983b). El estudio de la fertilidad del suelo en Galicia. Apuntes históricos y problemática general de la investigación sobre la acidez y la falta de fósforo. Xornadas de Estudio sobor dos Recursos da Agricultura Galega: 75-110
- ❖ Mombiela, F.A. y Mateo, M.E. (1984). Necesidades de cal para praderas en terrenos a monte. 1. Su relación con el Al cambiante en suelos sobre granitos y pizarras de Galicia. *Instituto de Investigaciones Agropecuarias*. 25: 129-143
- ❖ Mombiela, F.A (1986). Importancia del abonado en la producción de los pastos de la zona húmeda española. *Pastos*. 16(1-2): 27-55
- ❖ Montagnini., F and Nair., P.K.R. (2004). Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*. 61: 281-295.
- ❖ Montero de Burgos, J. L., González Rebollar, J. L. (1983). Diagramas bioclimáticos. ICONA. Ministerio de Agricultura. 379 p
- ❖ Montero, G., San Miguel, A., Cañellas, I. (1998). Sistemas de Selvicultura Mediterránea “La Dehesa”. En: Jiménez-Díaz, R.M., Lamo de Espinos, J. (eds). *Agricultura Sostenible*. Mundi Prensa. Madrid. 519-554
- ❖ Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005). Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Monografía INIA: Serie forestal, nº 13.
- ❖ Montero, M.J., Moreno, G., Bertomeu, M. (2008). Light distribution in scattered-trees open woodlands in Western Spain. *Agroforestry Systems*. 73 (3): 233-244

- ❖ Monterroso, C., Álvarez, E. y Fernández-Marcos, ML. (1999). Evaluation of Mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. *Land degradation and development*. 10: 35-47
- ❖ Morán-Zuloaga, D.K. (2009). Efecto del encalado y la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la evolución edáfica, productiva y biodiversidad de un sistema silvopastoral desarrollado bajo *Populus x canadensis* en el noroeste de España. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela politécnica Superior. Lugo
- ❖ Moreno, J. (1983). Recursos vegetales en Galicia. I Xornadas de estudo sobor dos recursos básicos da agricultura galega. *Cuadernos de área de ciencias agrarias. Publicación do seminario de estudos Galegos*. 4: 205-240
- ❖ Moreno, G., Obrador, J.J., García, E., Cubera, E., Montero, M.J., Pulido, F. (2005a). Consequences of dehesas management on tree understory interactions. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (eds). *Silvopastoralism and land sustainable management*. CABI Wallingford. UK. 263-265
- ❖ Moreno, G., Obrador, J.J., Cubera, E., Dupraz, C. (2005b). Fine root distribution in Dehesas of Central-Western Spain. *Plant and Soil*. 277: 153-162
- ❖ Moreno, G. y Pulido, F.J. (2009). The Functioning, Management and Persistence of Dehesas. En: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam J., Mosquera-Losada, M.R. *Agroforestry in Europe*. Springer. Florida. 6: 127-160
- ❖ Mosier, A., Valentine, D., Schimel, D., Parton, W., Ojima, D. (1993). Methane consumption in the Colorado short grass steppe. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. 69: 219-226
- ❖ Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., Cleemput, O. (1998). Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 52: 225-248
- ❖ Mosquera, A. y Mombiola, F.A. (1986). Comparison of three methods for determination of soil Al in an unbuffered salt-extract. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 17 (1): 97-113
- ❖ Mosquera, A. (1992). Transformación de terrenos de monte Gallegos en praderas permanentes. Dosis óptimas de cal para su implementación y mantenimiento. En '100 años de Investigación Agraria'. Consellería de Agricultura, Xunta de Galicia (ed). 375-382

- ❖ Mosquera-Losada, M.R., González, A., Brea, T. (1992). Efecto de la dosis y tiempo de aplicación del primer nitrógeno anual a una pradera de raigrás y trébol. XXXII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. 185-193.
- ❖ Mosquera-Losada, M. R., González, A. (1998). Effect of annual stocking rates in grass and maize+rye systems on production by dairy cows. *Grass and Forage Science*. 53 (2): 95-108
- ❖ Mosquera-Losada, M.R. y González-Rodríguez, A. (1999a). Efecto del manejo en la evolución de praderas sembradas en sistemas lecheros. *Investigación Agraria, Producción y Protección vegetal*. 14 (1-2): 101-106
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., González-Rodríguez, A. (1999b). Ecología y Manejo de Praderas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid. 214 p
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A. (2000a). Efecto del encalado y la adición de lodos sobre los contenidos de calcio y magnesio en el pasto en sistemas silvopastorales. *Actas de la III Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes*. 3: 671-677
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., López-Díaz, M.L. (2001a). Sewage sludge fertilisation of a silvopastoral system with pines in northwestern Spain. *Agroforestry Systems*. 53: 1-10
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A. (2001b). Effect of date of application of sewage sludge in nitrogen and pasture production. I World Congress on Conservation Agriculture, FAO. Environment Farmers Experiences Innovations Socio-economy Policy. Madrid. 2: 409-412
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., Villarino-Urtiaga J.J. (2001c). Establecimiento de sistemas silvopastorales. Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura, Gandería e Política Agroalimentaria. Santiago de Compostela. 52 p
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. y López-López, M. (2002a). Use of first nitrogen as complement of organic fertilisation in mixed prairies. *FAO REU Technical Series*. 64: 57-62
- ❖ Mosquera-Losada, M.R. y Rigueiro-Rodríguez, A. (2002b). Variability of sewage sludge parameters. Implications on fertilisation uses. VII European Society for Agronomy Congress. Córdoba. 393-394

- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., López-López, M.J. (2002c). Organic fertilization on highlands pastures. *FAO REU Technical series*. 64: 53-56.
- ❖ Mosquera-Losada, M.R. y González-Rodríguez, A. (2004). Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta. Efecto sobre el nivel de microelementos. *Pastos*. 31: 233-248
- ❖ Mosquera-Losada, M.R.; Pinto-Tobalino, M.; Rigueiro-Rodríguez, A. (2005a). The herbaceous component in temperate silvopastoral systems. En: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (eds.). *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International. 93-101
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rodríguez-Barreira, S., Rigueiro-Rodríguez, A. (2005b). Pasture establishment for extensive systems. En: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (eds.). *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International. 266-268
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A. (2006). Pasture, Tree and Soil Evolution in Silvopastoral Systems of Atlantic Europe. *Forest Ecology and Management*. 232 (1-3): 135-145
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Romero-Franco, R., Santiago-Freijanes, J.J., Rigueiro-Rodríguez, A. (2009a). Definitions and components of Agroforestry practices in Europe. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam J., Mosquera-Losada, M.R. *Agroforestry in Europe*. Springer. Florida. 6: 3-19
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2009b). Zinc and copper availability in herbage and soil of a *Pinus radiata* silvopastoral system in Northwest Spain after sewage sludge and lime application. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 172: 843-850
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Rodríguez-Barreira, S., López-Díaz, M.R., Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A. (2009c). Biodiversity and silvopastoral system use change in very acid soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 131: 315-324
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Muñoz-Ferreiro, N., Rigueiro-Rodríguez, A. (2009d). Agronomic characterization of different types of sewage sludge: policy implications. *Waste Management*. 30 (3): 492-503

- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Morán-Zuloaga, D., Rigueiro-Rodríguez, A. (2010a). Effects of lime and sewage sludge on soil, pasture production and tree growth in a six year old *Populus canadensis* Moench silvopastoral system. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 174: 145-153
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A., (2010b). Fertilization in pastoral and *Pinus radiata* D. Don silvopastoral systems developed in forest and agronomic soils of Northwest Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 139 (4): 618-628
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Cuiña-Cotarelo, R., Rigueiro-Rodríguez, A., (2011a). Effect of understory vegetation management through liming and sewage sludge fertilisation on soil fertility and *Pinus radiata* D. Don growth after reforestation. *European Journal of Forest Research* (in press)
- ❖ Mosquera-Losada, M.R., Freese, D., Rigueiro-Rodríguez, A. (2011b). C sequestration in European A.F systems. *Advances in Agroforestry* (in press).
- ❖ Moss, A. R., Jouany, J. P., Newbold, C.J. (2000). Methane production by ruminants: Its contribution to global warming. *Annales Zootech*. 43: 231-253
- ❖ Munns, D.N. (1965). Soil acidity and growth of a legume. 11. Reactions of aluminium, and phosphate in solution and effects of aluminium, phosphate, calcium, and pH on *Medicago sativa* L. and *Trifolium subterraneum* L. in solution culture. *Australian Journal of Agricultural Research*. 16 (5): 733-741
- ❖ Muñoz-Taboadela, M. y Guitián Ojea, F. (1962). La necesidad de cal en suelos de cultivo gallegos. *Anales de Edafología y Agrobiología*. 21: 473-480
- ❖ Muslera, E. y Ratera, C. (1991). Producción de forrajes. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 674p
- ❖ Nair, P.K.R. (1985). Classification of Agroforestry Systems. *Agroforestry Systems*. 3: 97-128
- ❖ Nair, P.K.R. (1989). Agroforestry Systems Inventory Project. En: *Agroforestry Systems in the Tropics*. Nair, P.K.R. (ed). Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 33: 21-28
- ❖ Nair, P.K.R. (1990). Classification of Agroforestry Systems. En: *Agroforestry: Classification and Management*. MacDicken K.G., Vergara N.T. (ed). John Wiley & Sons, Inc. New York. 2: 31-57
- ❖ Nair, P.K.R. (1991). State-of-the-art of agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*. 45 (1-4): 5-29

- ❖ Nair, P.K.R. (1993). An introduction to agroforestry. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. The Netherlands. 499 p
- ❖ Nair, R.P.K. and Nair, V. (2002). Carbon sequestration in agroforestry systems. 17th World Congress Soil Science. 989: 1-13
- ❖ Nair, V.D. y Graetz, D.A. (2004). Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils: the Florida experience. *Agroforestry Systems*. 61: 269-279
- ❖ Nair, P.K.R., Gordon, A.M., Mosquera Losada, M.R., (2008). Agroforestry. En: Jorgensen, S.E., Fath, B.D. (eds). *Ecological Engineering, Encyclopedia of Ecology*. N° 1. Elsevier. Oxford. 101-110
- ❖ Nair, P.K.R; Vimala, D.N., Kumar, B. M., Haile, S.G. (2009a). Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: a feasibility appraisal. *Environmental Science & Policy*. 12 (8): 1099-1111
- ❖ Nair, P.K.R., Kumar, B.M., Nair, V.D. (2009b). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal Plant Nutrition Soil Science*. 172: 10-23
- ❖ Navarro, J., Moral, R., Gómez, I., Mataix, J. (1995). Residuos orgánicos y agricultura. Servicio de publicaciones de la Universidad de Alicante. 108 p
- ❖ Nguyen, C. (2003). Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie*. 23: 375-396
- ❖ Nieder, R., Benbi, D.K., Isermann, K. (2003). Soil organic matter dynamics. En: Benbi, D.K., Nieder, R. (eds). *Handbook of processes and modelling in the soil-plant system*. Haworth Press. London. 346-408
- ❖ Nieto, C., Ramos, R., Galarza, R.J. (2005). Sistemas Agroforestales aplicables en la Sierra Ecuatoriana. Resultados de una década de experiencias de campo. INIAP-PROMSA. Nueva Jerusalén. Ecuador. 65 p
- ❖ NRC (1980). Mineral Tolerance of Domestic Animals. National Academic Press (ed). USA. 577 p
- ❖ Oades, J.M. (1988). The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*. 5:35-70
- ❖ Ojima, D.S., Valentine, D.W., Mosier, A.R., Parton, W.J., Schimel, D.S. (1993). Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. *Chemosphere*. 26: 675-685

- ❖ Omil-Ignacio, B., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., Merino-García, A. (2005). Application of limed sewage sludge to a young *Pinus radiata* plantation on acid soil. En: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (eds). *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK. 165-168
- ❖ O’Riordan, E.G., Dodd, V.A., Fleming, G.A., Tunney, H. (1987). The fertiliser nutrient value of an anaerobically digested sewage sludge under grassland field conditions. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*. 26 (2-3): 199-211
- ❖ O’Riordan, E.G., Dodd, V.A., Fleming, G.A., Tunney, H. (1994). Repeated application of a metal-rich sewage sludge to grassland. Effects on metal levels in soil. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*. 33: 41-51
- ❖ Osoro, K., Celaya, R., Martínez, A. (1999). Conocimientos básicos para la gestión de los recursos pastables de la Cordillera Cantábrica. Seminario sobre Producción de Pastos Extensivos. Mabegondo (A Coruña)
- ❖ Palm, C.A., Tomich, T., Van Noordwijk, M., Vosti, S., Alegre, J., Gockowski, J., Verchot, L. (2004). Mitigating GHG emissions in the humid tropics: case studies from the Alternatives to Slash-and-Burn Program, ASB. *Environmental Development Sustainable*. 6: 145-162
- ❖ Palma, J., Graves, A.R., Bunce, R.G.H., Burges, P.J., de Filippi, R., Keesman, K.J., Van Keulen, H., Liagre, F., Mayus, M., Moreno, G., Reisner, Y., Herzog, F. (2006). Modelling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agriculture, Ecosystem & Environment*. 119: 320-334
- ❖ Papanastasis, V. (1999). Grasslands and woody plants in Europe with special referente to Greece. *Grassland Science in Europe*. 4: 15-24
- ❖ Papanastasis, V.P. (2004). Vegetation degradation and land cover changes in agrosilvopastoral systems. En: S. Schnabel and A.Goncalves (eds). *Sustainability of Agrosilvopastoral Systems-Dehesa, Montados. Advances in GeoEcology*. 37: 1-12.
- ❖ Pardé J. (1980). Forest Biomass. Forests products abstracts. *Commonwealth Forestry Bureau*. 41 (8): 343-361
- ❖ Pardos, A. (2010). Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbon ante el calentamiento global. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Ciencia e Innovación. Madrid. 253 p

- ❖ Pardos-Carrión, J. A. (2010). Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Ciencia e Innovación. Madrid. 253 p
- ❖ Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K. (2002). Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*. 168 (1-3): 241–257
- ❖ Peet, R.K. y Christensen, N.L. (1987). Competition and tree death. *Bioscience*. 37: 586-595
- ❖ Peri, P.L., Lucas, R.J. y Moot, D.J. (2007). Dry matter production, morphology and nutritive value of *Dactylis glomerata* growing under different light regimes. *Agroforestry Systems*. 70: 63-79
- ❖ Perry, D.A. (1994). Forest Ecosystems. The John Hopkins University Press. Baltimore. 627 p
- ❖ Peyraud, J.L., Mosquera-Losada, M.R., Deleby, L. (2004). Challenges and tools to develop efficient dairy systems based on grazing: how to meet animal performance and grazing management. *Grassland Science in Europe*. 9: 373-384
- ❖ Piccolo, A., Zaccheo, P., Genevini, P.G. (1992). Chemical characterization of humic substances extracted from organic-waste-amendment soil. *Bioresearch Technology*. 40: 275-282
- ❖ Pinto, M., Besga, G., Rodríguez, M. (2002). Chemical composition on species-rich pastures. *FAO REU Technical series*. 64: 233-237
- ❖ Piñeiro-Andión, J. y Pérez, M. (1987). Pasto y clima. En “Memoria del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo”. Consellería de Agricultura (ed). Xunta de Galicia: 35-39
- ❖ Piñeiro-Andión, J. y Pérez, M. (1988). Producción del pasto entre pinos. *Agricultura*. 672: 480-484
- ❖ Plan Nacional Integrado de residuos (PNIR) (2006). ANEXO 4: II Plan nacional de lodos de depuradoras de agua residuales- EDAR II PNLD (2007-2015): 326- 349
- ❖ Pomares, F. y Canet, R. (2001). Residuos orgánicos utilizables en agricultura: origen, composición y características. *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Boixadera, J. y Rosa-Teira, M. (ed). Universidad de Lleida. 195-213

- ❖ Pontes, L.S., Carrère, P., Andueza, D., Louault, F., Soussana, J.F. (2007). Seasonal productivity and nutritive value of temperate grasses found in semi-natural pasture in Europe: response to cutting frequently and N supply. *Grass and Forage Science*. 62: 485-496
- ❖ Porta, J., López-Acevedo Regueirín, M., Roquero de Laburu, C. (2003). Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 959 p
- ❖ Porta, J. y López-Acevedo Reguerín, M. (2005). Agenda de campo de suelos: información de suelos para la agricultura y el medio ambiente. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 541 p
- ❖ Post, W. M. y Kwon K.C. (2000). Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Precess and Potential. *Global Change Biology*. 6: 317-328
- ❖ Prescott, C.E., Zabek, L.M., Staley, C.L., Kabzems, R. (2000). Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research*. 30 (11): 1742-1750
- ❖ Quinkenstein, A., Wöllecke, J., Böhm, C., Grünwald, H., Freese, D., Schneider, B.U., Hüttl, R.F. (2009). Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. *Environmental Science & Policy*. 12: 1112-1121
- ❖ Quinteiro-Rodríguez, M. (1994). Materia orgánica y especiación de metales en suelos tratados con lodos residuales. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidade de Vigo
- ❖ Quintero-Rodríguez, M.P., Andrade-Couce, M.L. y De Blas-Varela, E. (1998). Efecto de la adición de lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de campo. Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. 5: 1-5
- ❖ Ramos, R. (2003). Fraccionamiento del carbono orgánico del suelo en tres tipos de uso de la tierra en fincas ganaderas de San Miguel de Barranca. Tesis Doctoral. Puntarenas-Costa Rica
- ❖ Rao, I., Rippstein, G., Escobar, G., Ricaurte, J. (2001). Producción de biomasa vegetal epígea e hipógea en las Sabanas nativas. En: Rippstein, G., Escobar, G., Ricaurte, J. (eds). *Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los Llanos Orientales de Colombia*. Centro Internacional de Agricultura Tropical. 302 p

- ❖ Rappaport, B.D.; Martens, D.C.; Reneaur Junior, R.B.; Simpson, T.W. (1988). Metal availability in sludge-amended soils with elevated metal levels. *Journal of Environmental Quality*. 17: 42-47
- ❖ Rees, R., Bingham, I., Baddeley, J., Watson, C. (2005). The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma*. 128 (1/2):130-154
- ❖ Reynolds, P.E., Simpson, J.A., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M. (2007). Effects of tree competition on corn and soybean photosynthesis, growth, and yield in a temperate tree-based agroforestry intercropping system in southern Ontario, Canada. *Ecological Engineer*. 29: 362-371
- ❖ Richards, K. y Stokes, C. (2003). A review of forest carbon sequestration cost studies: a dozen years of research. *Climatic Change*. 63: 1-2, 1-48
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A. (1992). Pastoreo controlado en los bosques gallegos. *El Campo*. 124: 29-33
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Silva-Pando, F. J., Rodríguez-Soalleiro, R., Castellón-Palomeque, P. A., Álvarez-Álvarez, P., Mosquera-Losada, M. R., Romero-Franco, R. y González Fernández, M.P. (1998a). Manual de sistemas silvopastorales. Proyecto Columella. Escola Politécnica Superior (Lugo)
<http://www.agrobyte.com/agrobyte/publicaciones/silvo/indice.html>
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., López-López, M. (1999). Nitrogen extraction from different doses of organic manure complemented by different inorganic fertilizer. 10th Nitrogen Workshop. 4 (34): 1-4
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A. (2000). Sistemas silvopastorales en la Iberia Atlántica. XL Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. 649-657
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., Rodríguez, S. (2000a). Effect of different light intensity on production and botanical composition of sown grass and clover species growing in monoculture. *Grassland Science in Europe*. 5: 210-212
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., Gatica-Trabanini, E. (2000b). Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilized with inorganic fertilizers and milk sewage in northwestern Spain. *Agroforestry Systems*. 48: 245-256

- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., López-Díaz, M.L., Iglesias-Rego, R., Fernández-Nuñez, E., Fernández-Gómez, S., Jardón-Bouzas, B., Mosquera-Losada, M.R. (2002a). Macronutrient concentration of main natural herbs, shrubs and forage trees in NW Spain. *Grassland Science in Europe*. 7: 90-91
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Omil-Ignacio, B., Merino, A., Mosquera-Losada, M.R. (2002c). Effects of the addition of a dairy sewage sludge on soil parameters in an agroforestry system. VII European Society for Agronomy Congress. Córdoba: 403-404
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz M.L. (2004). Efecto de la fertilización con distintas dosis de lodos de depuradora urbana y complementación con potasio sobre la producción de la pradera mixta. *Pastos*. 31 (2): 141-159
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., Romero-Franco, R., González-Hernández, M.P., Villarino-Urtiaga, J.J. (2005a). Silvopastoral Systems as a forest fire prevention technique. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A. (eds). *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International. Wallingford. 380-388
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., Romero-Franco, R., González-Hernández, M.P., Villarino-Urtiaga, J.J., López, L. (2005b). 25 años de investigación en Galicia sobre sistemas silvopastorales en prevención de incendios forestales. II Conferencia Internacional sobre Estrategias de Prevención de Incendios en el Sur de Europa. Barcelona
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Rodríguez-Barreira, S., Mosquera-Losada, M.R. (2005c). Evolución de la composición botánica en terreno de monte como resultado del efecto residual de la fertilización y el encalado. Actas del 4º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 246-253
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A. y Mosquera-Losada, M.R (2007). Utilización de lodo de depuradora urbana como componente de sustrato para la obtención de planta forestal de *Eucalyptus globulus* Labill. Boletín del CIDEU: 145-154.
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz, M.L. (2007). Mineral concentrations in herbage and soil in a *Pinus radiata* silvopastoral system in north-west Spain after sewage sludge and lime application. *Grass and Forage Science*. 62: 208-224

- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., Lopez-Díaz, M.L. (2008). Effect of sewage sludge and liming on productivity during the establishment of a silvopastoral system in north-west Spain. *Journal of Agricultural Research*. 51, 199-207
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Fernández-Núñez, E., González-Hernández, P., Mcadam, J. and Mosquera-Losada, M.R. (2009a). Agroforestry Systems in Europe: Productive, Ecological and Social Perspectives. En: Rigueiro-Rodríguez A., McAdam J. and Mosquera-Losada M.R. (eds). *Agroforestry in Europe. Advances in Agroforestry*. Springer. Netherland. 6: 43-66
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Cuiña Cotarelo, R., Fernandez-Núñez, E., Mosquera-Losada, M.R. (2009b). Liming and sewage sludge effects on soil fertility and understorey development in reforested *Pinus radiata* D Don plantation. *European Grassland Federation*. 14: 223-229
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Santiago-Freijanes, J.J., Fernández-Núñez, E., Mosquera-Losada, M.R. (2009c). Sistemas biológicos de prevención de incendios forestales: los sistemas silvopastorales. En: Muñoz-Vélez, R (eds). *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. 2 edición. Madrid. 447-451
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Castro, S., Mosquera-Losada, M.R. (2010a). Effects of dose and period of sewage sludge application on soil, tree and pasture components in a *Pinus radiata* D. Don. silvopastoral system. *Agroforestry Systems*. 79 (2): 237-247
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Ferreiro-Domínguez, N., Mosquera-Losada, M.R. (2010b). The effects of fertilization with anaerobic, composted and pelletized sewage sludge on soil, tree growth, pasture production and biodiversity in a silvopastoral system under ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Grass and Forrage Science*. 65 (2): 248-259
- ❖ Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R., Fernández-Núñez, E. (2011). Afforestation of agricultural land with *Pinus radiata* D. Don and *Betula alba* L. in NW Spain: Effects on soil pH, understorey production and floristic diversity eleven years after establishment. *Land Degradation and development*. (in press)
- ❖ Riofrío-Salazar, J. G. (2007). Cuantificación del carbono almacenado en dos sistemas agroforestales en la estación experimental Santa Catalina. Tesis Doctoral. INIAP. Ecuador

- ❖ Robertson, G.P. (1993). Fluxes of nitrous oxide and other nitrogen trace gases from intensively managed landscapes. En: Harper, L.A., Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Rolston, D.E. (eds). *Agroecosystem Effects on Radiatively Important Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Special Publication N° 55. American Society of Agronomy, Madison. 95-108
- ❖ Roca-Fernández, A.I., González-Rodríguez, A., Vázquez-Yáñez, O.P. (2008). Efecto de la carga ganadera y de la suplementación en pastoreo sobre la producción sostenible de leche. En: Fernández-Rebollo *et al.* (eds). *Pastos, clave en la gestión de los territorios: integrando disciplinas*. Junta de Andalucía. Córdoba. 469-475
- ❖ Rodríguez, M.A., Brown, V.K., Gómez-Sal, A. (1995). The vertical distribution of below-ground biomass in grassland communities in relation to grazing regime and habitat characteristics. *Journal of Vegetation Science*. 6: 63-72
- ❖ Rodríguez, M., Gómez Sal, R., García, R., Moro, A., Calleja, A. (2001). Relaciones entre producción, diversidad y riqueza de especies en prados fertilizados. Biodiversidad en pastos. XLI Reunión Científica de la SEEP. Alicante. 175-180
- ❖ Rodríguez-Barreira, S. (2007). Crecimiento del arbolado, producción de pasto y efectos edáficos en sistemas silvopastorales fertilizados con lodos de depuradora. Efecto residual. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- ❖ Rodríguez-Soalleiro, R., Balboa, M., Álvarez-González, J.G., Merino, A., Sánchez, F. (2004). Efecto de la silvicultura en la extracción de nutrientes a lo largo del turno en plantaciones de tres especies de crecimiento rápido en el norte de España. *Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales*. 114-126
- ❖ Rois, M., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2006). Biodiversity indicators on silvopastoralism across Europe. EFI Technical report 21. Joensuu. Finland
http://www.efi.int/files/attachments/publications/tr_21.pdf 13/05/2009
- ❖ Romanyà, J., Rovira, P., Vallejo, R. (2007). Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. *Ecosistemas* 2007/1
- ❖ Römken, P., Hoenderboom, G. y Dolfing, J. (1999). Cu solution geochemistry in arable soils: field observations and model application. *Journal Environmental Quality*. 28: 776-783

- ❖ Rozados-Lorenzo, M.J., González-Hernández, M.P., Silva-Pando, F.J. (2007). Pasture production under different tree species and densities in an Atlantic silvopastoral system. *Agroforestry Systems*. 70: 53-62
- ❖ Ruess, R.W., Hendrik, R.L., Bryant, J.P (1998). Regulation of fine root dynamics by mammalian browsers in early successional Alaskan taiga forest. *Ecology*. 79: 2706-2720
- ❖ SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (2009). Sistemas agroforestales. Fichas Técnicas sobre actividades agrícolas. Subsecretaría de Desarrollo Rural. Dirección General de Apoyos para el Desarrollo Rural
- ❖ Salas-Calva, L.A. (2008). “Efecto de diferentes especies vegetales en acolchado (mulching) sobre suelos arcillosos en la estación agroecológica U.T.P.L.” Trabajo de Investigación Tutelado. Escuela de Ingeniería Agropecuaria. Ecuador
- ❖ Salomons, W., Förstner, U. & Mader, P. (1995). Heavy metals: Problems and solutions. Springer. 412 p
- ❖ Sánchez, P.A. (1995). Science of agroforestry. *Agroforestry Systems*. 30: 5-55
- ❖ Sánchez-Rodríguez, F. (2001). Estudio de la calidad de estación, crecimiento, producción y selvicultura de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Tesis Doctoral. E.P.S. U.S.C.
- ❖ Sánchez-Rodríguez, F., Rodríguez-Soalleiro, R., Español, E., López, C.A., Merino, A. (2002). Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management*. 171 (1-2): 181-189
- ❖ Sánchez, F., Rodríguez, R., Rojo, A., Álvarez, J.G. (2003). Crecimiento y tablas de producción de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación Agraria: Sistemas de Recursos Forestales*. 12 (2): 65-83
- ❖ Sanders, J.R., McGrath, S.P., Adams, T.M.M. (1986). Zinc, Copper and Nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 37 (10): 961-968
- ❖ Sanderson, M.A. y Wätzold, F. (2010). Balancing trade-offs in ecosystem functions and services in grassland management. *Grassland Science in Europe*. 15: 639-648.
- ❖ San Miguel, A. (2001). Pastos naturales españoles. Fundación Conde del Valle de Salazar. Ediciones Mundi-Prensa Madrid. 319 p

- ❖ Saña-Vilaseca, J., Moré-Ramos, J.C., Cohí-Ramón, A. (1996). La gestión de la fertilidad de los suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
- ❖ SAS (2001). SAS/ Stat User's Guide: Statistics. Ed. SAS Institute Inc., Cary, NC. USA. 943 p
- ❖ Sauer, T.J., Cambardella, C.A., Brandle, J.R., (2007). Soil carbon and tree litter dynamics in a red cedar–scotch pine shelterbelt. *Agroforestry System*. 71: 163-174
- ❖ Shan, J.P., Morris, L.A., Hendrick, R.L. (2001). The effects of management on soil and plant carbon sequestration in slash pine plantations. *Journal of Applied Ecology*. 38: 932-941
- ❖ Sharrow, S.H. (1983). Agroforestry: growing trees, forage and livestock together. The Woodland Workbook. Extension circular 1114. Oregon. State University Extension Service
- ❖ Sharrow, S.H. (1999). Silvopastoralism: competition and facilitation between trees, livestock, and improved grass-clover pastures on temperate rainfed lands. En: Buck LE, Lassoie JP y Fernández ECM (eds). *Agroforestry in sustainable agricultural systems*. Lewis publishers. 111-130
- ❖ Sibbald, A.R., y Sinclair F.L. (1990). A review of agroforestry research in progress in the U.K. *Agroforestry*. 3(4): 150-164
- ❖ Sibbald, A. (1994). Herbage yield in agroforestry systems as a function of easily measured attributes of the tree canopy. *Forest Ecology and Management*. 65:195-200
- ❖ Sibbald, A.R. (1996). Silvopastoral systems on temperate sown pastures: a personal perspective. En: Etienne M. (ed). *Western European Silvopastoral Systems*. INRA. Paris. 23-37
- ❖ Sibbald, A.R. (1999). Silvopastoral agroforestry: soil-plant-animal interactions in the establishment phase. *Grassland Science in Europe*. 4: 133-144.
- ❖ Sibbald, A.R., Easo, W.R., McAdam, J.H., Hislop, A.M. (2001). The establishment phase of a silvopastoral national network experiment in the United Kingdom. *Agroforestry System*. 39:39-53
- ❖ Silva-Pando, F.J. (1988). Aprovechamientos silvopastorales. Actas curs d'Estudis Pirenencs: 1-21- Seo de Urgel
- ❖ Silva-Pando, F.J. y González, M.P. (1992). Agroforestry helps prevent forest fires. *Agroforestry today*. 4 (4): 7-9

- ❖ Silva-Pando, F.J., González-Hernández, M.P., Rigueiro-Rodríguez, A., Rozados-Lorenzo, M.J., Prunell, A. (1998). Grazing livestock under pinewood and eucalyptus forests in Northwest Spain. *Agroforestry Forum*. 9: 36-43
- ❖ Silva-Pando, F.J. y Rozados-Lorenzo, M. (2002a). Agroselvicultura, agroforestería, prácticas agroforestales, uso múltiple: una definición y un concepto. Actas de la Reunión sobre sistemas agroforestales y I reunión sobre gestión de espacios naturales. Lugo
- ❖ Silva-Pando, F.J., González-Hernández, M.P., Rozados-Lorenzo, M.J. (2002b). Pasture production in a silvopastoral system in relation with microclimate variables in the Atlantic coast of Spain. *Agroforestry Systems*. 56: 203-211
- ❖ Sinclair, F., Eason, B., Hooker, J. (2000). Understanding and management of interactions. In: Hislop M., Claridge J. (ed). *Agroforestry in the UK*. Forestry Comission. 122: 17-30.
- ❖ Sort, X., Alcañiz, J.M. (1999a). Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation and Development*. 10: 3-12
- ❖ Sort, X., Alcañiz, J.M. (1999b). Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil and Tillage Research*. 49 (4): 337-345
- ❖ Smith, S. R. (1996). *Agricultural Recycling of sewage sludge and the environment*. CAB Internacional. Wallingford. 382 p
- ❖ Snaydon R.W. y Baynes R.W. (1981). Factors affecting interactions between white clover and grasses. En: Wright CE (ed). *Plant physiology and herbage Production*. N° 13. British Grassland Society. Hurley. 179-184
- ❖ Snowdon, P., Raison, J., Keith, H., Montagu, K., Bi, K., Ritson, P., Grierson, P., Adams, M., Burrows, W., Eamus, D. (2001). Protocol for sampling tree and stand biomass. National carbon accounting system technical report N° 31. Australian Greenhouse Office. 114 p
- ❖ Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., De Haan, C., (2006). *Livestock's long Shadow, Environmental issues and options*. LEAD-FAO, Roma
- ❖ Stevens, R.J. y Laughlin, R.J. (1996). Effects of lime and nitrogen fertilizer on two sward types over a 10-year period. *Journal of Agricultural Science*. 127 (4): 451-461

- ❖ Taylor, R.W., Xiu, H., Mehadi, A.A., Shuford, J.W., Tadesse, W. (1995). Fraction of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 26 (13-14): 2193-2204
- ❖ Theng, B.K.G., Tate, K.R., Sollins, P., Moris, N., Madkarni, N., Tate, R.L. (1989). Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. En: Coleman, D.C., Oades, J.M., Uehara G., (eds). *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. College of Tropical Agriculture and Human Resources. University of Hawaii. Honolulu. 5-32
- ❖ Theodorou, C. y Bowen, G.D. (1990). Effects of fertilizer on litterfall and N and P release from decomposing litter in a *Pinus radiata* plantation. *Forest Ecology and Management*. 32: 87-102
- ❖ Thorne, M. y Frank, D. (2009). The effects of clipping and soil moisture on leaf and root morphology and root respiration in two temperate and two tropical grasses. *Plant Ecology*. 200 (2): 205–215
- ❖ Thornthwaite, C.W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*. 38: 55-94
- ❖ Tiffany, M.E., McDowell, L.R., O'Connor, G.A., Nguyen, H., Martin, F.G., Wilkinson, N.S., Cardoso, E.C. (2000). Effects of pasture-applied biosolids on forage and soil concentrations over a grazing season in North Florida. II. Microminerals. *Communications In Soil Science of Plant Analysis*. 31(1-2): 215-227
- ❖ Trettin, C.C. y Jurgensen, M.F. (2003). Carbon cycling in wetland forest soils. In: Kimble, J.M., Heath, L.S., Birdsey, R.A., Lal, R. (eds). *The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press. Boca Raton. Florida. 311-331
- ❖ Tsadilas, C.D., Matsi, Th, Barbayiannis, N., Dimoyiannis, D. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution an availability of heavy metal fractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 26 (15-16): 2603-2619
- ❖ UE (Unión Europea) (1986). DOCE n° L 181 04/07/1986. *Council Directive 86/278/CEE of 12 June 1986 on the protection of the environment and, in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC)*. EC Official Journal L 181 04/07/1986. European Commission. Brussels, Belgium. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31986L0278:ES:HTML>

- ❖ UE (Unión Europea) (1991). DOCE nº L 135 30/05/1991. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment. http://aragon.ugt.org/mambiente/Normativa/pdf/aguas/aguas_eu_91-271.pdf
- ❖ UE (Unión Europea) (2005). *Council regulation (EC) nº 1698/2005 of September 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development* <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2005:277:0001:0040:EN en.pdf>
- ❖ UE (Unión Europea) (2009) *Report on implementation of forestry measures under the rural development regulation 1698/2005 for the period 2007-2013* http://ec.europa.eu/agriculture/fore/publi/report_exsum_en.pdf
- ❖ Uribe, C., Hernando, L., Román, M., Roig, S., Inclán, R. (2011). Flujos de CO₂ del suelo en una dehesa del centro peninsular. En: López-Carrasco Fernández, C., Rodríguez-Rojo, M.P., San Miguel, A., Fernández-González, F., Roig-Gómez, S. (eds). *Pastos, paisajes culturales entre tradición y nuevas paradigmas del siglo XXI*. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. España. 671-677
- ❖ Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velhorst, E.J., Van Dobben, H.F., De Wit, T., Ridder, T.B., Reijnders, H.F.R. (1982). Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*. 299: 548-550
- ❖ Van Minnen, J.G., Klein, K., Stehfest, E., Eickhout, B., Van Dreht, G., Leemans, R. (2009). The importance of three centuries of land-use change for the global and regional terrestrial carbon cycle. *Climatic Change*. 97: 123-144
- ❖ VARIAN (1989). Analytical methods. VARIAN (ed) Australia. 103 p
- ❖ Ventera, R.T., Graffman, P.T., Verchot, L.V., Magil, A.H., Aber, J.D., Steudlers, P.A. (2003). Nitrogen oxide gas emission from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs. *Global Change Biology*. 9: 346-357
- ❖ Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. (2002). Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*. 169 (1-2): 137-147
- ❖ Virgel-Mentxaka, S. (2002). Efecto de la aplicación de escoria siderúrgica LD y fertilizante NPK en sistemas agrarios. Tesis doctoral. Univ. País Vasco.
- ❖ Vivekanandan, M., Brown, J.R., Williams, J., Clevenger, T., Belyea, R., Tumbleson, M.E. (1991). Tolerance of forage legumes to lime-stabilized sludge. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 22(5-6): 449-463

- ❖ Walter, H., Lieth, H. (1960). Klimadiagram-Weltatlas. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena (DE).
- ❖ Wagner, D.G. (1988). Mantenimiento o mejoramiento productivo del ganado durante épocas calurosas. *Producción Animal*. 1 (2): 17-27
- ❖ Wagner, R.G., Mohammed, G.H., Noland, T.L. (1999). Critical period of interespecific competition for northern conifers associated with herbaceous vegetation. *Canadian Journal of Forest Research*. 29 (7): 890-897
- ❖ Waring, R.H. y Pitman, G.B. (1985). Modifying lodgepole pine stands to change susceptibility to mountain pine beetle attack. *Ecology*. 66: 889-897
- ❖ Weart, S. (2008). The Discovery of global warming. Harvard University Press, 2nd Edition. 200 p
- ❖ Wenz, P., Arango, A., Chaves, A., Buitrago, M., Patiño, G., Miles, J., Rao, I. (2006). A Greenhouse Method to Screen Brachiariagrass Genotypes for Aluminum Resistance and Root Vigor. *Crop Science*. 46: 968-973
- ❖ West, T.O. y Six, J. (2007). Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*. 80: 25-41
- ❖ Wheeler, D.M. (1998). Investigation into the mechanisms causing lime responses in a grass/clover pasture on a clay loam soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 41: 497-515
- ❖ Whitehead, D.C. (1995). Grassland nitrogen. CAB International. Wallingford. 397 p
- ❖ Whitehead, D.C. (2000). Nutrient elements in grassland. Soil-Plant-Animal relationship. CABI Publishing. UK. 369 p
- ❖ Williams, D.E, Vlamis J., Pukite, A.K., Corey, J.E. (1987). Metal movement in sludge-amented soils: a nine years study. *Soil and Science*. 143 (2): 124-131
- ❖ Williams, P.A., Gordon, A.M., Garrett, H.E., Buck, L. (1997). Agroforestry in North America and its role in farming systems. En: Gordon A.M.; S.M. Newman (ed). *Temperate Agroforestry Systems*. CAB International. Wallingford. 9-84
- ❖ Wise, M.J. y Abrahamson, W.G. (2007). Effects of resource availability on tolerance of herbivory: a review and assessment of three opposing models. *The American Naturalist*. 169 (4): 443-454
- ❖ Xunta de Galicia (2004). Inventario de emisións de gases de efecto invernadoiro en Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. 168 p
- ❖ Yuan, G. (2009). Copper, zinc, and nickel in soil solution affected by biosolids amendment and soil management. *Australian Journal of Soil Research*. 47: 305-310

Bibliografía

- ❖ Yunusa, A. I.M., Mead, D.J., Lucas, R.J., Pollock, K.M. (1995). Process studies in a *Pinus radiata* pasture agroforestry system in a subhumid temperate environment. II. Análisis of dry matter yields in the third year. *Agroforestry Systems*. 32 (2): 185-204
- ❖ Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N. (2002). Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 88 (2):137-146
- ❖ Zas, R. y Alonso, M. (2002). Understory vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain. *Forest Ecology and Management*. 171: 101-111
- ❖ Zea-Salgueiro, J. (1992). Producción de ovino de carne en Galicia. Memorias del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo 1990. Xunta de Galicia. 314 p
- ❖ Zutter, B.R. and Miller, J.H. (1998). Eleventh-year response of loblolly pine and competing vegetation to woody and herbaceous plant control on a Georgia Flatwoods site. *Souther Journal of Applied Forestry*. 22 (2): 88-95



UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Universidad de Santiago de Compostela
Escuela Politécnica Superior de Lugo
Departamento de Producción Vegetal